

巢湖水体二氧化碳浓度时空分布特征及其水—气交换通量^{*}

齐天赐^{1,2}, 肖启涛¹, 苗雨青^{3,4}, 段洪涛^{1**}

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所,中国科学院流域地理学重点实验室,南京 210008)

(2:中国科学院大学,北京 100049)

(3:安徽师范大学地理与旅游学院 江淮流域地表过程与区域响应安徽省重点实验室,芜湖 241003)

(4: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)

摘要:为揭示巢湖水体二氧化碳浓度($c\text{CO}_2$)时空变化特征及其影响因素,2017年2、4、8和11月分别采集巢湖表层水样,测定水样的理化、生物学参数以及 $c\text{CO}_2$,并以此计算其水—气界面交换通量。结果表明:巢湖表层水体 $c\text{CO}_2$ 的变化范围为13.31~55.47 $\mu\text{mol/L}$,年平均值为26.27 $\mu\text{mol/L}$,在空间上呈现出西高东低的分布趋势;在季节上表现为暖季(夏季)低、冷季(春、秋和冬季)高的规律。巢湖表层水体 $c\text{CO}_2$ 与溶解性有机碳浓度呈显著正相关,与叶绿素a浓度呈显著负相关,说明有机质分解和光合作用在巢湖 CO_2 生物化学循环过程中占重要作用;同时,南淝河等入湖河流污染严重,输入大量有机和无机碳,对西巢湖水体 CO_2 贡献较大。总体上,巢湖 CO_2 排放量相对较低,巢湖部分区域在冷季(2、11月)表现为 CO_2 的汇。本研究对于明晰富营养化湖泊 CO_2 排放特征以及准确估算全球内陆湖泊碳通量等都具有参考价值。

关键词:巢湖;二氧化碳浓度;二氧化碳扩散通量;时空变化;影响因素

Temporal and spatial variation of carbon dioxide concentration and its exchange fluxes in Lake Chaohu

QI Tianci^{1,2}, XIAO Qitao¹, MIAO Yuqing^{3,4} & DUAN Hongtao^{1**}

(1: Key Laboratory of Watershed Geographic Sciences, 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: Anhui Province Key Laboratory of Earth Surface Processes and Regional Response in the Yangtze-Huaihe River Basin, College of Territorial Resources and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu 241003, P.R.China)

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

Abstract: In order to understand the temporal and spatial variation of carbon dioxide concentration ($c\text{CO}_2$) and its influencing factors in the surface water of Lake Chaohu, the physicochemical parameters, biological parameters, and $c\text{CO}_2$ of surface (15~30 cm) water samples collected in February, April, August and November in 2017 from Lake Chaohu, representing different seasons, were measured. The surface water-air flux of CO_2 was then calculated based on gradient method as well. The results showed that the $c\text{CO}_2$ ranged from 13.31~55.47 $\mu\text{mol/L}$. The average annual $c\text{CO}_2$ was 26.27 $\mu\text{mol/L}$. The $c\text{CO}_2$ was higher in the west lake sub-lake zone than that in the central and east sub-lake zones. The surface water of Lake Chaohu had a lower $c\text{CO}_2$ in the warm season (summer) than in cool and cold seasons (spring, autumn and winter). $c\text{CO}_2$ was positively correlated with dissolved organic carbon (DOC) concentration and negatively correlated with chlorophyll-a concentration, suggesting that photosynthesis and decomposition of organic matter plays an important role in the biochemical cycle of CO_2 . Due to the serious pollution of inflowing rivers surrounding Lake Chaohu, DOC input from the watershed supplied substrates for CO_2 production. Lake Chaohu was a relatively small

* 国家水体污染防治与治理科技重大专项(2017ZX07603-001)、国家自然科学基金项目(41671358)和中国科学院南京地理与湖泊研究所交叉创新团队项目(NIGLAS2016TD01)联合资助。2018-06-11 收稿;2018-09-06 收修改稿。
齐天赐(1994~),男,硕士研究生;E-mail:tcqi1994@163.com.

** 通信作者;E-mail:htduan@niglas.ac.cn.

source for atmosphere CO₂ compared to others studies. Lake Chaohu shifted from a CO₂ source to a sink in cold seasons.

Keywords: Lake Chaohu; carbon dioxide concentration; carbon dioxide diffusion flux; spatial-temporal variation; influencing factors

湖泊等内陆水体虽然面积小,但生产力很高,与陆地生态系统物质、能量和信息交换强烈,是全球碳循环的重要组成部分。因此,湖泊等淡水生态系统碳循环研究已成为当前全球碳循环研究的前沿和热点问题,相关成果已连续在 Nature、Science、PNAS 等杂志上发表^[1-4]。已有的碳排放估算结果显示,全球内陆水体 CO₂ 排放量约为 2.419 Pg C/a,其中湖泊和池塘为 0.571 Pg C/a^[5],水库为 0.048 Pg C/a^[6],河流为 1.8 Pg C/a^[3],与 IPCC 最新估算的陆地生态系统净碳吸收量(2.6 Pg C/a)以及海洋水体碳吸收量(2.3 Pg C/a)相当^[7]。可见,湖泊水体水—气界面 CO₂ 排放量约占内陆水体排放量的 25%,在区域和全球碳循环中起着不可忽略的作用。

目前内陆湖泊 CO₂ 总排放量的估算仍存在很大不确定性,其中一个主要原因就是湖泊样本代表性不够,特别是缺少亚热带地区大型湖泊的研究。Sobek 等^[8]关于全球 4902 个湖泊 CO₂ 的研究中,只有约 8% 的湖泊位于南北纬 40° 以内;Holgerson 等^[5]关于全球湖泊和池塘碳排放估算 427 个样本中,仅有 9 个样本位于南北纬 40° 以内,且以中小型湖泊为主,大型湖泊(面积大于 100 km²)仅有 1 个;在 Barros 等^[6]关于全球水库 CO₂ 排放的研究中,亚热带地区样本仅占全球样本总量的 2%。实际上,全球湖泊样本代表性不足,会使 CO₂ 浓度及其碳通量估算出现偏差,增加全球湖泊碳收支估算的不确定性。

水体 CO₂ 浓度受到碳酸盐热力学平衡、光合作用、呼吸作用以及分解作用等生物物理化学过程的共同影响,而这些过程同时受全球变暖和人为活动的双重影响,使得 CO₂ 产生和排放过程变得更加复杂。例如,气候变暖诱导的全球水循环(降雨)的加强可增加径流,促使湖泊接收更多的陆源碳,影响湖泊碳源汇功能^[9-10]。同时,人类活动向湖泊等内陆水体输入大量的营养盐以及有机质等,这些过量的外源负荷一方面在水体中分解释放出大量的 CO₂^[11];另一方面造成水体富营养化及其初级生产力增加,光合作用增强,增加 CO₂ 吸收量,从而降低 CO₂ 浓度^[12-14]。此外,全球变暖也会显著改变水体富营养化程度^[15]。因此,在全球变化大背景下,加大富营养化湖泊 CO₂ 通量研究,有助于加强认识内陆水体 C 排放,明确湖泊的碳源碳汇问题。

巢湖是我国的五大淡水湖之一,也是典型的亚热带大型浅水湖泊。近 30 年来由于流域经济,特别是上游合肥市的快速发展,南淝河、十五里河、派河等流经河流污染严重,并直接排入西巢湖,导致西部湖区水体富营养化严重,蓝藻水华频繁暴发,中东部湖区富营养化程度相对较低^[16-18]。已有研究仅观测了冬季西巢湖中心单点的 CO₂ 通量^[19],不能代表巢湖整体水平的 CO₂ 排放特征。因此,为了揭示巢湖表层水体 cCO₂ 时空变化特征,分别于 2017 年春、夏、秋、冬 4 个季节对全湖进行采样,计算水—气界面 CO₂ 交换通量,分析影响巢湖水体 CO₂ 产生与转化的环境因素,并与全球其他相关湖泊结果进行对比分析,总结了亚热带大型富营养化浅水湖泊的 CO₂ 排放特征。本研究对明晰富营养化湖泊 CO₂ 产生与转换过程及其 CO₂ 排放特征等都具有参考价值。

1 材料与方法

1.1 巢湖概况

巢湖(31°25'28"~31°43'28"N,117°16'54"~117°51'46"E,图 1),位于安徽省合肥市,属长江下游左岸水系,面积约 770 km²,东西长 55 km,南北平均宽 15 km,形态呈鸟巢状,平均水深 2.69 m,最大水深 3.77 m,蓄水量 20.7×10⁸ m³,是我国第五大淡水湖^[20]。巢湖入湖河流约 33 条,其中 8 条主要入湖河流贡献了总入湖水量的 90%,湖水仅通过裕溪河流入长江^[21],主要入湖河流按流量大小排序分别为杭埠河、南淝河、兆河、派河、柘皋河、白石天河、十五里河、双桥河^[22]。其中,西部的南淝河、十五里河及派河流经合肥市,东部的双桥河流经巢湖市,普遍水质污染严重;而位于中部和东部的杭埠河、柘皋河、白石天河与兆河,水量大,水质相对较好^[22-23]。因此,巢湖整体的水质情况西部湖区较差,总氮(TN)、总磷(TP)浓度明显高于中、东部湖区^[21, 24],蓝藻水华暴发也更为频繁^[25]。

1.2 水样采集

本研究根据巢湖的自然形态和水质差异,将其分为东部(EL)、中部(CL)和西部(WL)3 个湖区,共设置

26个采样点,其中东部湖区8个,中部湖区7个,西部湖区11个(图1)。采样时间分别为2017年2月26—27日(冬季)、4月27—28日(春季)、8月22—23日(夏季)和11月26—27日(秋季);每次采样2天,其中第1天中、东部湖区,第2天西部湖区。

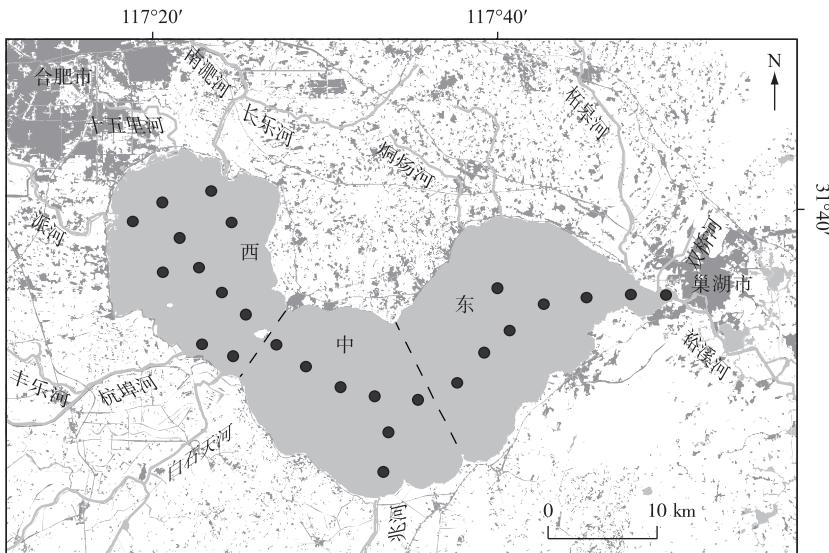


图1 巢湖采样点分布

Fig.1 Spatial distribution of sampling sites in Lake Chaohu

水样采集使用500 ml聚四氟乙烯棕色塑料瓶,每个样点采集两瓶表层水样。每次采集前先用采样器采集表层水样,然后用水样将采样瓶冲洗两遍后收集水样。所有样品采集后,立即放入有冰块的保温箱里,运回实验室测定水体固有光学量和水体组分浓度。此外,本研究根据顶空平衡法^[26]分析计算水样溶解CO₂浓度(*c*CO₂),即在采样船上使用60 ml针筒抽取水面以下15~30 cm处40 ml水样一份,然后再抽取20 ml高纯氮气(纯度99.999%),接着剧烈振荡3~5 min,使目标气体在针筒的气相和液相部分达到平衡,通过针头将针筒气相部分的气体注入50 ml铝箔气袋中密封。同时采取一份30 ml水面以上2 m处的大气样品注入50 ml铝箔气袋中密封,并于顶空气体样品一起运回实验室进行分析。另外,使用哈希水质仪(HQ40d, Hach)现场原位测量水温(T)、pH、溶解氧(DO)浓度,并同步测量水体透明度、风向、风速等环境参数。

1.3 样品处理与数据分析

1.3.1 理化参数分析 水样运回实验室后立即进行预处理和各项指标的测定。用1.2 μm孔径的GF/C滤膜将浮游植物过滤到滤膜上,通过丙酮萃取后,避光24 h后用分光光度计(Shimadzu UV-2600, 岛津)法测定叶绿素a(Chl.a)浓度。水样经0.7 μm孔径的GF/F滤膜过滤后,通过总有机碳分析仪(Shimadzu TOC-V CPN, 岛津)测定溶解性有机碳(DOC)浓度。水样TN、TP浓度按照《水和废水监测分析方法》测定^[27]。

1.3.2 水体CO₂浓度及CO₂通量计算 铝箔气袋运回实验室后,用带有三通阀的针筒抽取气袋内的气样,每次抽样5 ml。气样经Agilent-7890B气相色谱仪分析气样中CO₂气体分压,通过CO₂气体溶解平衡及亨利定律计算水体CO₂的原始溶解浓度(*c*CO₂)^[28], μmol/L,计算公式为:

$$c\text{CO}_2 = (p_{\text{Final}} \cdot K_{0\text{Equilibrium}}) + \left(\frac{HS}{S} \cdot \frac{p_{\text{Final}} - p_{\text{Initial}}}{V_m} \right) \quad (1)$$

式中,*p*_{Initial}、*p*_{Final}分别代表高纯氮气中CO₂的分压以及振荡平衡后混合气体中的分压,μatm;HS为采样针筒气相体积(本研究为20 ml);S为采样针筒液相体积(本研究为40 ml);*V*_m为CO₂气体的摩尔体积;*K*_{0Equilibrium}代表平衡时CO₂气体的平衡常数, mol/(L·atm),计算公式为;

$$\ln K_{0\text{Equilibrium}} = -58.0931 + 90.5069 \frac{100}{T_k} + 22.294 \ln \left(\frac{T_k}{100} \right) \quad (2)$$

式中, T_k 为水样的温度,K.

本研究利用水—气界面 CO_2 理论扩散模型计算 CO_2 排放通量^[29-31], 计算公式为:

$$F = k(c\text{CO}_2 - p_{\text{sample}} \cdot K_{0\text{Equilibrium}}) \quad (3)$$

式中, F 为水—气界面扩散通量, $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, $F > 0$ 表示水体向大气中释放 CO_2 , $F < 0$ 表示水体吸收大气 CO_2 ; $c\text{CO}_2$ 为水体中的 CO_2 浓度, 利用公式(1)计算得到; p_{sample} 为采样时水面上覆大气的 CO_2 分压, μatm ; k 为气体交换速率, cm/h , 是风速的函数, 由公式(4)确定:

$$k = k_{600} \left(\frac{S_{\text{CT}}}{600} \right)^{-n} \quad (4)$$

式中, n 为风速相关的函数, 即风速<3 m/s 时, $n=1/2$; 风速>3 m/s 时, $n=2/3$; S_{CT} 为 CO_2 气体施密特数, 由表层水温求得:

$$S_{\text{CT}} = 1911.1 - 118.11T + 3.4527T^2 - 0.04132T^3 \quad (5)$$

式中, T 为表层水体的温度, 单位为°C. k_{600} 为当施密特数为 600 时对应的 k 值, 鉴于 k_{600} 的计算方程较多, 本研究的 k_{600} 由式(5~10)共同确定, 即取不同计算结果的平均值作为最终的 k_{600} .

$$k_{600} = 2.07 + 0.215U_{10}^{1.7} (U_{10} < 3 \text{ m/s}) \quad (6)$$

$$k_{600} = 0.72U_{10} (U_{10} < 3.7 \text{ m/s}) \quad (7)$$

$$k_{600} = 0.45U_{10}^{1.64} (3 \text{ m/s} < U_{10} < 5 \text{ m/s}) \quad (8)$$

$$k_{600} = 0.31U_{10}^2 (U_{10} > 3.7 \text{ m/s}) \quad (9)$$

$$k_{600} = 4.33U_{10} - 13.3 (U_{10} > 3.7 \text{ m/s}) \quad (10)$$

$$k_{600} = 0.228U_{10}^{2.2} + 0.168 \quad (11)$$

式中, U_{10} 为水面上 10 m 高处的风速, 根据对数风廓线和观测高度的风速 U_z 计算得到:

$$U_{10} = U_z [1 + \frac{(C_{d10})^{\frac{1}{z}}}{K} \ln\left(\frac{10}{z}\right)] \quad (12)$$

式中, C_{d10} 为水面上 10 m 高处的阻力系数(0.0013 m/s), K 为冯卡门常数(0.41).

1.3.3 统计分析 本研究所使用的观测数据中, Chl.a、POC、TP、TN 4 个变量表现为严重偏态分布(偏度>2, 最小值/最大值<0.1), 因此本研究对该观测数据进行以 10 为底的对数变换, 然后用 R 语言 Hmisc 库(4.0-3) 进行相关分析, 计算 $c\text{CO}_2$ 与其他变量之间的 Pearson 相关系数.

2 结果

2.1 巢湖水质参数时空变化特征

2.1.1 巢湖理化参数 巢湖水温呈明显季节变化规律, 2、4、8 和 11 月采样时水温分别相差 10°C 左右, 但是各次采样时空间上并无明显分异(变异系数 CV 均小于 15%). 透明度在季节上呈现先增大后减少的变化, 4 月最高, 且东、中部湖区高于西部湖区(图 2a). 巢湖水体常年为碱性(pH 为 8.38), 8 月全湖平均 pH(8.83) 高于其他 3 次采样(2、4 和 11 月 pH 分别为 8.52、8.14 和 8.03). 溶解氧浓度冷季高(2 和 11 月分别为 13.06 和 10.98 mg/L)、暖季低(4 和 8 月分别为 8.98 和 9.14 mg/L), 表现为随温度升高而降低的季节特征(表 1).

湖泊营养盐浓度主要受外源输入和内源释放的共同影响. 本研究的 4 次采样结果表明, 巢湖水体营养盐浓度(TN、TP) 在空间上大致表现为西高东低的趋势, 且西部湖区营养盐浓度的极大值往往出现在靠近河口的区域. 全湖平均最高营养盐浓度也出现在夏季(8 月)派河入湖河口区域, 西部湖区明显高于中、东部湖区; 在时间上营养盐浓度大致表现为暖季高、冷季低的趋势, 西部湖区变化最为剧烈(图 2).

2.1.2 巢湖生物参数 Chl.a、DOC 浓度与水体中浮游植物、浮游动物及其他生物生命活动显著相关, 可以间接反映水体中生物活动的强度. 2、4、8、10 月巢湖 Chl.a 浓度均值分别为 42.77、37.30、73.72、31.32 $\mu\text{g}/\text{L}$, 8 月明显高于其他月份. 4 和 8 月 Chl.a 浓度极大值分别出现在东部湖区与西部湖区, 这是由于东部湖区的绿藻和硅藻在春季生长旺盛, 而入夏后西部湖区的蓝藻占据了总浮游生物量的 70%~90%^[32-33]. 在 4 月的野外观测中, 发现中西部湖区 Chl.a 浓度最低, 这是因为采样时风速较大(平均风速 4.3 m/s), 受风浪影响使得表层水体藻类减少. 2、4、8、10 月 DOC 浓度的均值分别为 7.03、12.97、4.99、5.16 mg/L, 4 月表现为极大值. 空间

上,DOC浓度与营养盐浓度相似,常在河口区域表现为高值,但是在8和11月的观测中发现湖中区域也存在高DOC浓度(图3).

表1 巢湖表层水体理化参数
Tab.1 Physicochemical parameters of surface water in Lake Chaohu

日期		水温/ ℃	透明度/ cm	pH	溶解氧/ (mg/L)	总磷/ (mg/L)	总氮/ (mg/L)
2017-02	范围	8.6~12.8	15~35	7.90~9.14	11.13~15.11	0.013~0.140	0.70~3.66
(冬季)	均值±标准差	10.4±1.0	26±4	8.52±0.37	13.06±1.16	0.051±0.036	1.73±0.84
2017-04	范围	19.3~22.7	20~70	7.86~8.35	7.87~10.07	0.049~0.140	1.30~8.39
(春季)	均值±标准差	20.9±0.9	37±13	8.14±0.14	8.98±0.56	0.081±0.025	2.98±1.43
2017-08	范围	29.5~31.8	19~43	8.00~9.60	6.56~16.48	0.060~0.640	0.30~21.27
(夏季)	均值±标准差	30.7±0.7	30±7	8.83±0.39	9.14±2.15	0.160±0.120	2.93±1.64
2017-11	范围	10.8~13.7	13~31	5.30~8.63	10.08~12.04	0.059~0.390	0.62~3.30
(秋季)	均值±标准差	12.0±0.8	20±4	8.03±0.64	10.98±0.46	0.150±0.069	1.73±0.77

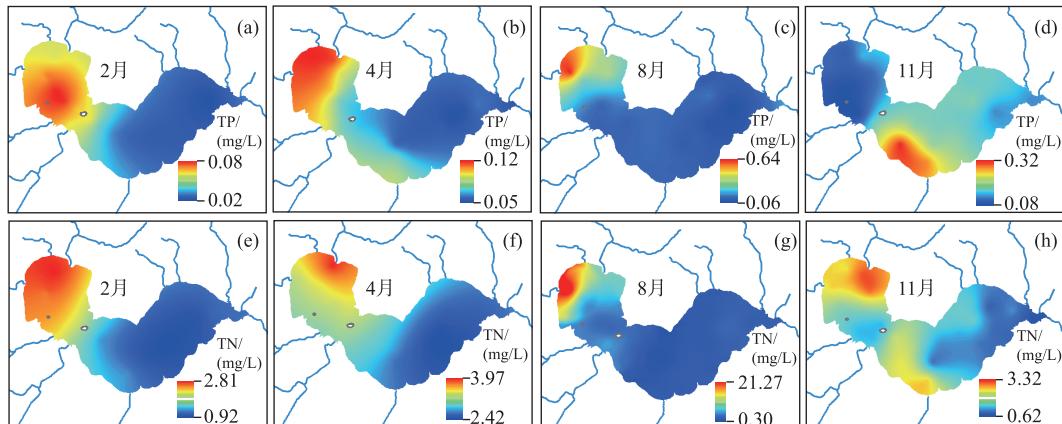


图2 巢湖表层水体总磷和总氮浓度的空间分布

Fig.2 Spatial variation of TP and TN concentrations of surface water in Lake Chaohu

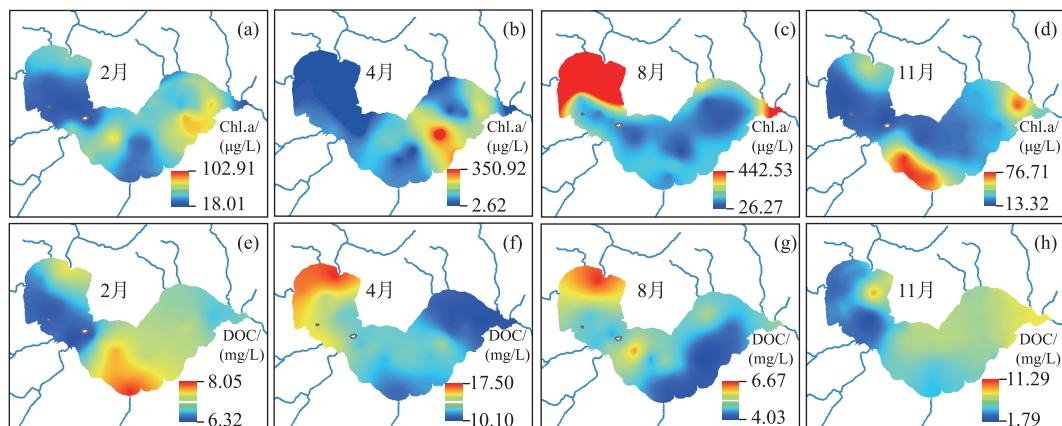


图3 巢湖表层水体叶绿素a 和溶解性有机碳浓度的空间分布

Fig.3 Spatial variation of Chl.a and DOC concentrations of surface water in Lake Chaohu

2.2 巢湖表层水体 CO_2 浓度时空变化特征

巢湖表层水体 $c\text{CO}_2$ 实测值的变化范围为 $13.31\sim 55.47 \mu\text{mol/L}$, 其平均值表现为 4 月较高 ($31.11 \mu\text{mol/L}$) , 8 月较低 ($20.77 \mu\text{mol/L}$) , 但在不同的湖区存在较大差异。在巢湖东部湖区, 11 月最高 ($27.65 \mu\text{mol/L}$) , 而 2 月最低 ($21.73 \mu\text{mol/L}$) , 4、8 月相差不大; 而中部湖区, 11 月高于 4 月, 2、8 月基本一致; 在富营养化严重的西部湖区, 4 月最高 ($37.80 \mu\text{mol/L}$) , 8 月最低 ($19.38 \mu\text{mol/L}$) , 2、11 月基本一致, 除了 8 月, 西部湖区 $c\text{CO}_2$ 均为全湖最高值。因此, 富营养化的西部湖区是全湖 $c\text{CO}_2$ 的热点区域。东、中部湖区不同月份两者数值比较接近, 2、8 月东部湖区稍微高于中部湖区(表 2 和图 4)。

表 2 巢湖各湖区平均 CO_2 浓度

Tab.2 Mean CO_2 concentration in different zones of Lake Chaohu

时间	CO_2 浓度 / ($\mu\text{mol/L}$)			
	东部湖区	中部湖区	西部湖区	全湖
2 月	21.73 ± 5.31	18.45 ± 4.59	28.37 ± 7.57	23.87 ± 7.53
4 月	24.14 ± 1.90	25.70 ± 2.22	37.80 ± 7.39	31.11 ± 8.36
8 月	24.37 ± 5.31	18.52 ± 2.56	19.38 ± 2.97	20.77 ± 4.55
11 月	27.65 ± 4.21	27.78 ± 5.18	31.55 ± 3.95	29.43 ± 4.81
全年平均	24.57 ± 4.90	22.61 ± 5.67	29.46 ± 8.90	26.27 ± 7.67

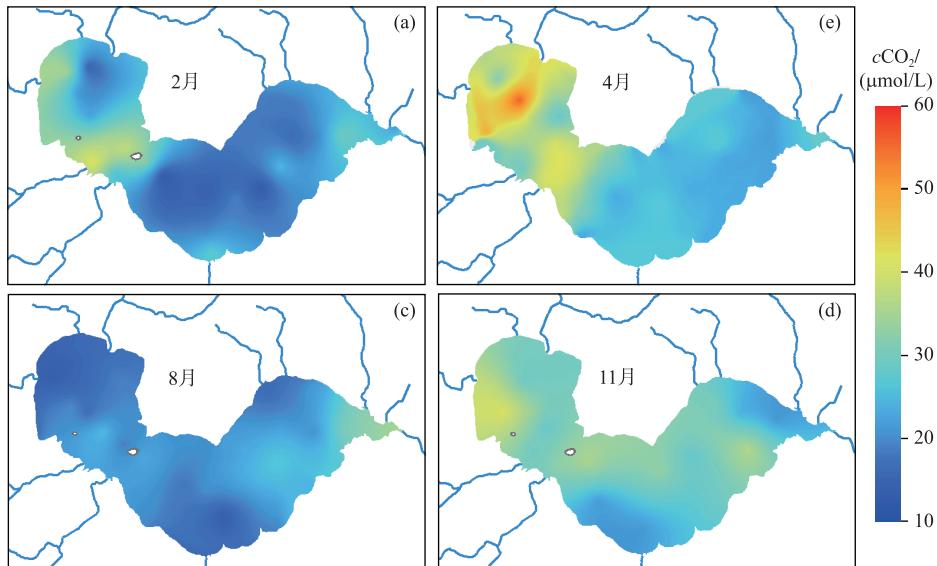


图 4 巢湖表层水体 CO_2 浓度的时空变化

Fig.4 Temporal and spatial variation of CO_2 concentration of surface water in Lake Chaohu

2.3 巢湖水—气界面 CO_2 交换通量时空变化特征

基于野外实测数据, 计算得到不同季节巢湖水—气界面 CO_2 交换通量。巢湖水—气界面 CO_2 交换通量在时间上表现为暖季(4、8 月分别为 $492.79, 346.78 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)高、冷季(2、11 月分别为 -40.15 和 $196.24 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)低的特征, 西部湖区变化较另外两个湖区更为剧烈(表 3)。空间上, 除了 2、11 月部分湖区的水—气界面 CO_2 交换通量为负值, 水体表现为 CO_2 的汇, 其他时间各个湖区都是 CO_2 的源(图 5)。虽然水—气界面交换通量还受风速、温度的影响, 但是其在空间上的变化特征基本与 $c\text{CO}_2$ 一致, 说明巢湖水体水—气界面 CO_2 交换通量主要受 $c\text{CO}_2$ 控制, 这与已有研究结果一致^[34]。

表3 巢湖各湖区水—气界面 CO_2 交换通量平均值
Tab.3 Mean water-air flux of CO_2 in different zones of Lake Chaohu

时间	CO_2 交换通量/($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)			
	东部湖区	中部湖区	西部湖区	全湖
2月	-63.41±118.75	-112.43±84.17	16.18±231.04	-40.15±180.34
4月	283.42±47.74	322.28±68.07	697.42±232.71	492.79±258.04
8月	438.03±205.44	208.72±94.97	356.85±158.56	346.78±187.10
11月	109.17±146.02	115.97±134.83	298.56±126.71	196.24±164.94
全年平均	189.30±233.23	133.64±187.75	349.87±313.36	247.04±279.26

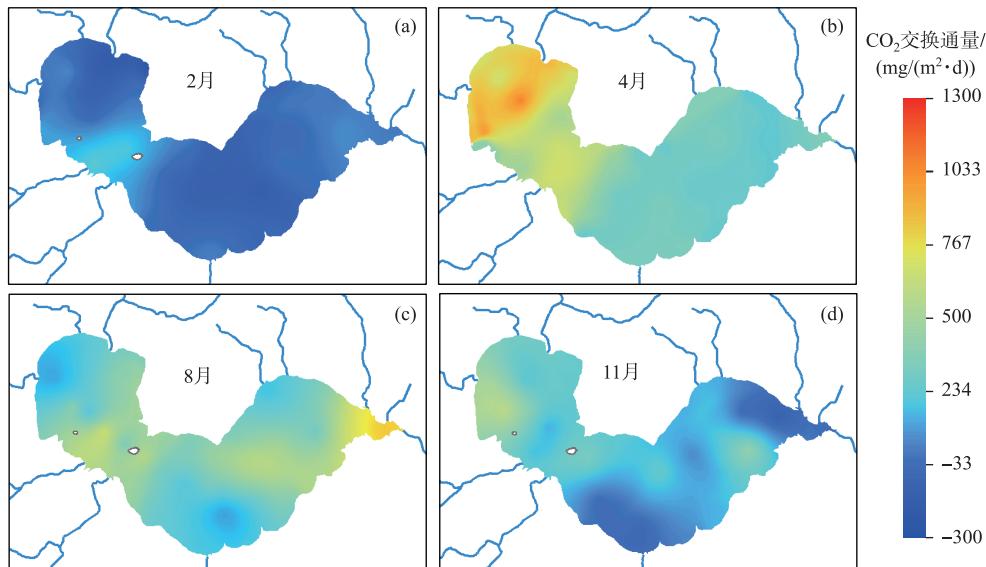


图5 巢湖水—气界面 CO_2 交换通量时空变化
Fig.5 Temporal and spatial variation of water-air flux of CO_2 in Lake Chaohu

2.4 巢湖表层水体 $c\text{CO}_2$ 与各参数的相关分析

不同季节, $c\text{CO}_2$ 与 Chl.a 浓度、pH 和 DO 浓度均呈负相关关系, 但是与 DOC、TP 和 TN 浓度的相关性却并不完全一致(表4). $c\text{CO}_2$ 与 DOC 浓度在 2 月份采样中呈显著负相关($P<0.01$), 在 4 月份采样中呈显著正相关($P<0.01$). $c\text{CO}_2$ 与 TP 浓度在 2、4 月采样中呈显著正相关($P<0.05$), 而在 11 月采样中呈显著负相关

表4 各次采样中巢湖水环境因子与 $c\text{CO}_2$ 的相关分析^{*}
Tab.4 Correlation between CO_2 concentration and physicochemical parameters in Lake Chaohu in different sampling times

时间	lg(Chl.a)	DOC	pH	DO	lg(TP)	lg(TN)
2月	-0.38	-0.54	-0.69	-0.76	0.47	0.47
4月	-0.54	0.61	-0.52	-0.73	0.60	0.23
8月	-0.22	-0.15	-0.68	-0.60	-0.38	-0.29
11月	-0.70	-0.21	-0.42	-0.91	-0.48	0.13
全样点	-0.59	0.37	-0.61	-0.38	0.07	0.16

* 相关系数字符斜体表示 $P<0.05$, 加粗表示 $P<0.01$.

($P<0.05$). 对于不同湖区, $c\text{CO}_2$ 与各参数的相关性呈现出明显的东西分化(表 5). 在东部湖区 $c\text{CO}_2$ 与 pH 呈显著负相关($P<0.01$), 与 TP 浓度呈显著正相关($P<0.05$), 与其他参数不存在显著相关性. 在中、西部湖区, $c\text{CO}_2$ 与 Chl.a 浓度呈显著负相关($P<0.05$), 与 DOC 浓度呈显著正相关($P<0.01$). 与东、中部湖区不同, 在西部湖区 $c\text{CO}_2$ 与 TP 浓度呈显著负相关($P<0.01$). 综合全湖来看, $c\text{CO}_2$ 与 Chl.a 浓度、pH 和 DO 浓度呈显著负相关($P<0.01$), 与 DOC 浓度呈显著正相关($P<0.01$).

表 5 巢湖各湖区水环境因子与 $c\text{CO}_2$ 的相关分析^{*}Tab.5 Correlation between CO_2 concentration and physicochemical parameters in different zones of Lake Chaohu

湖区	$\lg(\text{Chl.a})$	DOC	pH	DO	$\lg(\text{TP})$	$\lg(\text{TN})$
东部湖区	-0.20	-0.02	-0.56	-0.32	0.37	0.12
中部湖区	-0.51	0.73	-0.77	-0.38	0.37	0.37
西部湖区	-0.74	0.68	-0.74	-0.43	-0.40	-0.26

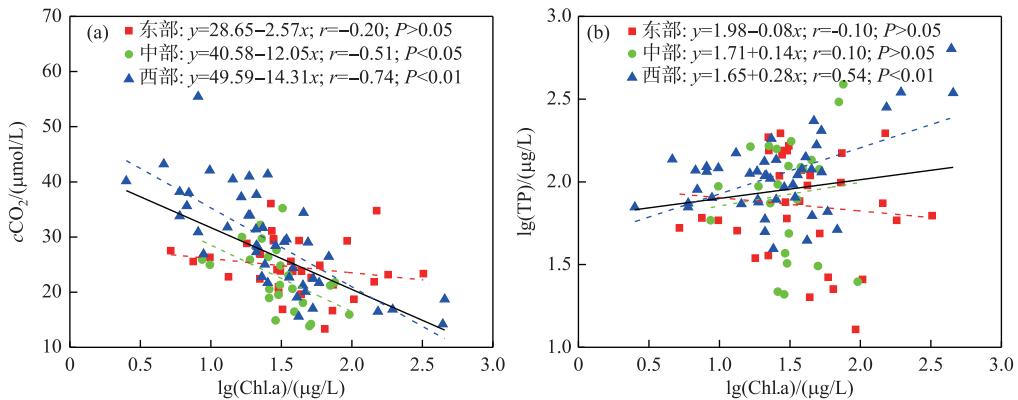
* 相关系数字符斜体表示 $P<0.05$, 加粗表示 $P<0.01$.

3 讨论

3.1 表层水体叶绿素 a 浓度对 $c\text{CO}_2$ 的影响

浮游植物通过光合作用从水体吸收 CO_2 , 降低 $c\text{CO}_2$; 已有研究也证实 Chl.a 浓度与 CO_2 浓度呈显著负相关^[13,35-36], 浮游植物生物量可以通过 Chl.a 浓度表征^[37]. 实际上, 巢湖水体 $c\text{CO}_2$ 与 Chl.a 浓度也呈显著负相关(图 6a), 并且相关程度自东向西逐渐增强(表 5), 说明随着富营养化程度加剧和 Chl.a 浓度升高, 湖泊水体通过光合作用固定 CO_2 的能力也在增强.

巢湖水体营养盐负荷呈西高东低的空间变化^[16]. 西部湖区较高的营养盐负荷不仅加重水体富营养化程度, 同时也促进浮游植物的生长, 提高湖体 $c\text{CO}_2$ 与 Chl.a 浓度的负相关性. 在低营养盐浓度的东部和中部湖区, Chl.a 浓度与 $c\text{CO}_2$ 的相关性较差, 但在高营养盐的西湖湖区, Chl.a 浓度与 $c\text{CO}_2$ 的相关性较好(表 5). 且在西部湖区, TP 浓度与 Chl.a 浓度呈显著正相关(图 6b), 说明 Chl.a 对湖泊 CO_2 的固定消耗能力在一定程度上受 TP 等营养盐浓度的限制.

图 6 叶绿素 a 浓度与 $c\text{CO}_2$ 浓度(a)和总磷浓度(b)的关系Fig.6 Relationship between Chl.a concentrations and $c\text{CO}_2$ concentrations (a), TP concentrations (b)

3.2 表层水体溶解性有机碳浓度对 $c\text{CO}_2$ 的影响

水生生物的呼吸和分解作用会释放 CO_2 到水体, 导致 $c\text{CO}_2$ 升高. DOC 具有活泼的地球化学特性, 可通过微生物分解作用为 CO_2 的产生提供碳源, 增加水体 $c\text{CO}_2$ ^[38]. 巢湖中、西部湖区表层水体 DOC 浓度与 $c\text{CO}_2$ 呈显著正相关(图 7a), 说明 DOC 分解释放的 CO_2 是巢湖水体 CO_2 的一个重要来源. 湖泊水体 DOC 的主要来源

分为内源和外源, 内源包括浮游生物生长代谢所产生的有机物^[38], 外源主要来自陆地生态系统的输入等^[11]. 国内外许多研究结果表明, 湖泊水体中 CO₂ 与 DOC 浓度具有良好的相关性, 微生物分解外源 DOC 产生的 CO₂ 是湖泊 CO₂ 的主要来源^[3,8,11,39]. 已有研究表明, 化学需氧量(COD)与 DOC 浓度具有显著的正相关关系^[40], 而位于西部湖区的入湖河流南淝河、十五里河以及派河不仅污染严重, COD 明显高于其他入湖河流^[21-22], 同时水量较大, 促使大量 DOC 输入巢湖, 为湖泊水体 CO₂ 的产生提供大量的碳源, 最终西部湖区 cCO₂ 均值高于另外两个湖区(表 2). 此外, 浮游植物在生长或消亡过程中也会释放大量 DOC, 为湖泊水体提供内源 DOC^[41]. 在三峡水库彭溪河研究中发现, 在水华暴发期间, 水体 Chl.a 浓度与 DOC 浓度呈显著正相关^[35]. 但在本研究中, Chl.a 与 DOC 浓度无显著正相关性, 甚至表现出显著负相关性(图 7b). 这是因为巢湖水体中 DOC 浓度主要受外源输入控制, 内源浮游植物产生和释放作用对湖水 DOC 浓度影响较小.

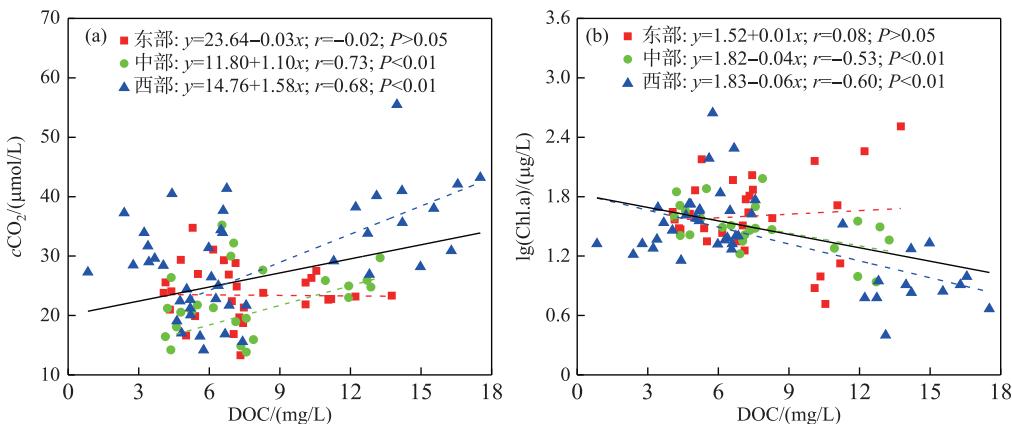


图 7 溶解性有机碳浓度与 CO₂ 浓度(a)和叶绿素 a 浓度(b)的关系

Fig.7 Relationship between DOC concentrations and CO₂ concentrations (a), Chl.a concentrations (b)

3.3 巢湖富营养化状态对 cCO₂ 的影响

富营养化是指由于接纳氮、磷等营养物质过多, 湖泊水体生态系统初级生产力异常升高的现象, 主要表现为藻类及其他浮游生物异常繁殖^[42]. 初级生产力的增加意味着水体生态系统将固定更多的 CO₂, 进而降低 cCO₂. Balmer 等^[43]通过估算美国衣阿华州 131 个由于农业污染导致的富营养化湖泊夏季的溶解 CO₂ 浓度, 发现在这些富营养化湖泊中, 约 60% 的湖泊 CO₂ 浓度低于大气对应的平衡浓度, 其大小与初级生产力呈显著负相关. 通过计算巢湖不同湖区全年平均的修正卡尔森营养状态指数(TSI)来评价其富营养化程度^[44], 并与 cCO₂ 进行对比, 发现巢湖整体都处于富营养化状态(东、中、西部湖区年均 TSI 分别为 65.36、65.11 与 70.07), 并且类似于上述富营养化湖泊, 巢湖平均 cCO₂ 在夏季也低于其他季节. 不同的是, 富营养化程度最高的西部湖区的年均 cCO₂ 高于另外两个湖区. 这是因为虽然富营养化程度高的湖区具有较高的初级生产力潜力, 但是实际初级生产力却受到多种环境因素制约而无法达到理论水平. 同时, 造成富营养化程度高的一大原因正是湖泊周边入湖河流输入的大量氮、磷等营养物质, 所以富营养化程度高的湖泊接受的外源碳也较多, 这种通过河流输入的外源碳已被证实是湖泊内溶解 CO₂ 的重要来源, 并且与湖泊内的氮、磷营养盐水平呈正相关^[45-46], 这种影响会在初级生产力较弱时表现出来, 反映在平均水平上. 巢湖入湖污染物约 90% 是通过从西部湖区入湖的杭埠河、南淝河、十五里河与派河输入巢湖的^[16], 因此西部湖区接受的外源碳最多, 由此产生的 CO₂ 使得其年平均 cCO₂ 水平高于另外两个湖区. 综上所述, 富营养化现象外源的因与内源的果对于 cCO₂ 同时起着相反方向的作用, 要定量描述诸如巢湖这样严重富营养化湖泊中不同过程影响程度的强弱需要进一步观测研究.

3.4 世界典型湖泊水—气界面 CO₂ 交换通量对比分析

巢湖水—气界面 CO₂ 交换通量的年均值为 247.04 mg/(m²·d), 明显小于位于亚马逊平原的热带湖泊, 与

亚热带和温带的湖泊相近,略小于寒带湖泊(表6).寒带的深水湖泊Chl.a浓度较低,初级生产力低,光合作用对CO₂的吸收较弱,陆源DOC分解作用在CO₂产生转换过程中占主导地位,因此具有较高的CO₂通量,表现为碳源^[39,45-46].而不论是热带、亚热带还是温带湖泊,当其存在藻类大量繁殖的现象时,CO₂通量与Chl.a浓度都存在显著负相关关系,并且部分湖泊在Chl.a出现极大值或者藻华暴发时,CO₂通量为负值,湖泊表现为CO₂的汇^[12-14,47].而在严重富营养化的太湖,虽然在小区域中观测到湖体吸收CO₂的现象,但是总体来看太湖仍是一个CO₂的源,并且富营养化程度高的湖区排放量较高^[48].在本研究中,巢湖水—气界面CO₂交换通量也表现出类似的时空变化特征,但是其平均排放量低于太湖.因此,湖泊富营养化对碳通量的影响一方面受内源藻类光合作用的影响,富营养化导致藻类增加,固碳能力加强,降低CO₂;但是,大量的外源输入,又会导致CO₂升高,故富营养化湖泊碳排放表现出更为复杂的特征.鉴于富营养化是目前和今后较长时间湖泊面临的主要水环境问题,需要在更大时空尺度进行研究,阐明富营养湖泊碳源、碳汇及其环境控制机制问题.

表6 世界湖泊水—气界面CO₂交换通量对比Tab.6 Comparative water-air flux of CO₂ from previously publications in the world and current study

湖泊	气候带	观测面积/ km ²	平均深度/ m	叶绿素a浓度/ (μg/L)	CO ₂ 通量均值/ (mg/(m ² ·d))	CO ₂ 通量变化范围/ (mg/(m ² ·d))	文献
L. Curuai	热带	612~1479	0.6~3.2	34.84±21.75	14597±2259	10736~16324	[13]
太湖	亚热带	2338	1.9	59.26±51.55	782.32±278.08	683.76~1315.60	[48]
东湖	亚热带	27.9	2.5	52.16±24.69	332.3±160.08	-136.56~1411.20	[12]
巢湖	亚热带	769.55	2.69	49.79±72.07	247.04±279.26	-287.21~1255.39	本研究
Alexandrina(2007—2010年)	温带	650	2.4	56.47±8.30	113.96±133.76	19.36~308.88	[47]
Alexandrina(2011—2013年)	温带	650	2.4	44.54±13.89	20.68±11.44	11.88~37.40	[47]
Albert(2007—2010年)	温带	170	1.5	79.47±10.93	70.4±82.72	11.88~190.52	[47]
Albert(2011—2013年)	温带	170	1.5	56.58±5.60	-274.12±169.84	-513.48~-113.08	[47]
Western Lake Erie*	温带	约5000	5.1	16.9±4.3	678.3±117.3	-3410~1137	[14]
Pääjärvi	寒带	13.4	14.4	4.41	1223.2	—	[39]
Ormajärvi	寒带	6.53	10.7	8.1	554.4	—	[39]
Vesijärvi	寒带	26	6.8	7.8	545.6	—	[39]

* 表示使用涡度相关通量塔观测.

4 结论

巢湖表层水体年平均cCO₂为26.27 μmol/L,具有明显的时空变化.在空间尺度上,主要表现为西部湖区cCO₂较高,东部和中部湖区较低.在季节尺度上,主要表现为暖季(夏季)低、冷季(春、秋和冬季)高.巢湖表层水体cCO₂主要受水体DOC浓度和Chl.a浓度影响,并且由于巢湖入湖河流污染较为严重,外源输入的DOC为巢湖水体CO₂的产生提供了主要的碳源.巢湖年平均水—气界面CO₂交换通量为247.04 mg/(m²·d),小于全球其他湖泊的排放量.富营养化导致藻类生长旺盛,湖泊生产力增加,这可能使得湖泊在碳循环过程中从碳源转变为碳汇.

5 参考文献

- [1] Yvon-Durocher G, Hulatt CJ, Woodward G et al. Long-term warming amplifies shifts in the carbon cycle of experimental ponds. *Nature Climate Change*, 2017, 7(3): 209-213. DOI: 10.1038/NCLIMATE3229.
- [2] Butman D, Stackpoole S, Stets E et al. Aquatic carbon cycling in the conterminous United States and implications for terrestrial carbon accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016, 113(1): 58-63. DOI: 10.1073/pnas.1512651112.
- [3] Raymond PA, Hartmann J, Lauerwald R et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, 503

- (7476) : 355-359. DOI: 10.1038/nature12760.
- [4] Bastviken D, Tranvik LJ, Downing JA *et al.* Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 2011, **331**(6013) : 50-50. DOI: 10.1126/science.1196808.
 - [5] Holgerson MA, Raymond PA. Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 2016, **9**(3) : 222-U150. DOI: 10.1038/NGEO2654.
 - [6] Barros N, Cole JJ, Tranvik LJ *et al.* Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, 2011, **4**(9) : 593-596. DOI: 10.1038/ngeo1211.
 - [7] Ciais P, Sabine C, Bala G *et al.* Carbon and other biogeochemical cycles. In: Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013: 470-472.
 - [8] Sobek S, Tranvik LJ, Cole JJ. Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, **19**(2) : GB2003. DOI: 10.1029/2004GB002264.
 - [9] Liu ZH, Wolfgang D, Wang HJ. A potentially important CO₂ sink produced by the global water cycle. *Chinese Science Bulletin*, 2007, **53**(20) : 2418-2422. [刘再华, Wolfgang Dreybrodt, 王海静. 一种由全球水循环产生的可能重要的CO₂汇. 科学通报, 2007, **52**(20) : 2418-2422.]
 - [10] Marce R, Obrador B, Morgui JA *et al.* Carbonate weathering as a driver of CO₂ supersaturation in lakes. *Nature Geoscience*, 2015, **8**(2) : 107-111. DOI: 10.1038/NGEO2341.
 - [11] 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.
 - [12] 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.
 - [13] 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: Biogeosciences*, 2011, **116** : G04007. DOI: 10.1029/2011JG001699.
 - [14] Shao CL, Chen JQ, Stepien CA *et al.* Diurnal to annual changes in latent, sensible heat, and CO₂ fluxes over a Laurentian Great Lake: A case study in Western Lake Erie. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2015, **120**(8) : 1587-1604. DOI: 10.1002/2015JG003025.
 - [15] Sinha E, Michalak AM, Balaji V. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 2017, **357**(6349) : 405-408. DOI: 10.1126/science.aan2409.
 - [16] Zhang M, Kong FX. The process, spatial and temporal distributions and mitigation strategies of the eutrophication of Lake Chaohu(1984-2013). *J Lake Sci*, 2015, **27**(5) : 791-798. DOI: 10.18307/2015.0505. [张民, 孔繁翔. 巢湖富营养化的历程、空间分布与治理策略(1984—2013年). 湖泊科学, 2015, **27**(5) : 791-798.]
 - [17] Qin BQ, Wang XD, Tang XM *et al.* Drinking water crisis caused by eutrophication and cyanobacterial bloom in Lake Taihu: cause and measure. *Advances in Earth Science*, 2007, **22**(9) : 896-906. [秦伯强, 王小冬, 汤祥明等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策. 地球科学进展, 2007, **22**(9) : 896-906.]
 - [18] Duan HT, Tao M, Loiselle SA *et al.* MODIS observations of cyanobacterial risks in a eutrophic lake: Implications for long-term safety evaluation in drinking-water source. *Water Research*, 2017, **122** : 455-470. DOI: 10.1016/j.watres.2017.06.022.
 - [19] Chen YG, Li XH, Hu ZX *et al.* Carbon dioxide flux on the water-air interface of the eight lakes in China in winter. *Ecology and Environment*, 2006, **15**(4) : 665-669. [陈永根, 李香华, 胡志新等. 中国八大湖泊冬季水-气界面CO₂通量. 生态环境学报, 2006, **15**(4) : 665-669.]
 - [20] Wang SM, Dou HS eds. Chinese lakes. Beijing: Science Press, 1998: 230. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998: 230.]
 - [21] Yang LB, Lei K, Meng W *et al.* Temporal and spatial changes in nutrients and chlorophyll- α in a shallow lake, Lake Chaohu, China: An 11-year investigation. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(6) : 1117-1123. DOI: 10.1016/S1001-0742(12)60171-5.
 - [22] Wang SH, Jiang X, Jin XC. Classification and pollution characteristic analysis for inflow rivers of Chaohu Lake. *Environmental Science*, 2011, **32**(10) : 2834-2839. DOI: 10.13227/j.hjkx.2011.10.024. [王书航, 姜霞, 金相灿. 巢湖入湖河流分类及污染特征分析. 环境科学, 2011, **32**(10) : 2834-2839.]
 - [23] Liu S, Kong FX, Cai YF *et al.* Nitrogen stable isotope study on nitrate nitrogen pollution of four inflowing rivers of Lake

- Chaohu. *J Lake Sci*, 2012, **24**(6) : 952-956. DOI: 10.18307/2012.0619. [刘姝, 孔繁翔, 蔡元峰等. 巢湖四条入湖河流硝态氮污染来源的氮稳定同位素解析. 湖泊科学, 2012, **24**(6) : 952-956.]
- [24] Yu HB, Xi BD, Jiang JY et al. Environmental heterogeneity analysis, assessment of trophic state and source identification in Chaohu Lake, China. *Environmental Science & Pollution Research*, 2011, **18**(8) : 1333-1342. DOI: 10.1007/s11356-011-0490-8.
- [25] Zhang YC, Ma RH, Zhang M et al. Fourteen-year record (2000-2013) of the spatial and temporal dynamics of floating algae blooms in Lake Chaohu, observed from time series of MODIS images. *Remote Sensing*, 2015, **7**(8) : 10523-10542. DOI: 10.3390/rs70810523.
- [26] Lundin EJ, Giesler R, Persson A et al. Integrating carbon emissions from lakes and streams in a subarctic catchment. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2013, **118**(3) : 1200-1207. DOI: 10.1002/jgrg.20092.
- [27] Editorial board of "Water and wastewater monitoring and analysis method", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. *Monitoring and analysis methods of water and wastewater*: fourth 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.]
- [28] Goldenfum JA ed. GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs. London: The International Hydropower Association (IHA), 2010: 73-78.
- [29] Cole JJ, Caraco NF. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*, 1998, **43**(4) : 647-656. DOI: 10.4319/lo.1998.43.4.0647.
- [30] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography-Methods*, 2014, **12** : 351-362. DOI: 10.4319/lom.2014.12.351.
- [31] Crusius J, Wanninkhof R. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnology and Oceanography*, 2003, **48**(3) : 1010-1017. DOI: 10.4319/lo.2003.48.3.1010.
- [32] Deng DG, Xie P, Zhou Q et al. Studies on temporal and spatial variations of phytoplankton in Lake Chaohu. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2007, **49**(4) : 409-418. DOI: 10.1111/j.1672-9072.2006.00390.x.
- [33] Li J, Cui K, Lu WX et al. Community dynamics of spring-summer plankton in Lake Chaohu. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2015, (1) : 185-192. DOI: 10.7541/2015.23. [李静, 崔凯, 卢文轩等. 春季和夏季巢湖浮游生物群落组成及其动态分析. 水生生物学报, 2015, (1) : 185-192.]
- [34] Natchimuthu S, Sundgren I, Galfalk M et al. Spatiotemporal variability of lake pCO₂ and CO₂ fluxes in a hemiboreal catchment. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2017, **122**(1) : 30-49. DOI: 10.1002/2016JG003449.
- [35] Guo JS, Jiang T, Li Z et al. Analysis on partial pressure of CO₂ and influencing factors during spring phytoplankton bloom in the backwater area of Xiaojiang River in Three Gorges Reservoir. *Advances in Water Science*, 2011, **22**(6) : 829-838. [郭劲松, 蒋滔, 李哲等. 三峡水库澎溪河春季水华期 $p(\text{CO}_2)$ 及影响因素分析. 水科学进展, 2011, **22**(6) : 829-838.]
- [36] Zhou M, Ye LF, Zhang C et al. Partial pressure of carbon dioxide in the Xinfengjiang Reservoir of Guangdong Province and its influencing factors. *J Lake Sci*, 2018, **30**(3) : 770-781. DOI: 10.18307/2018.0319. [周梅, 叶丽菲, 张超等. 广东新丰江水库表层水体 CO₂ 分压及其影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(3) : 770-781.]
- [37] Krasakopoulou E, Rapsomanikis S, Papadopoulos A et al. Partial pressure and air-sea CO₂ flux in the Aegean Sea during February 2006. *Continental Shelf Research*, 2009, **29**(11) : 1477-1488. DOI: 10.1016/j.csr.2009.03.015.
- [38] Cory RM, Ward CP, Crump BC et al. Sunlight controls water column processing of carbon in arctic fresh waters. *Science*, 2014, **345**(6199) : 925-928. DOI: 10.1126/science.1253119.
- [39] Linnaluoma J. Factors controlling carbon gas fluxes in boreal lakes [Dissertation]. Finland: University of Helsinki, Lahti, 2012.
- [40] Zhang YL, Yang LY, Qin BQ et al. Spatial distribution of COD and the correlations with other parameters in the northern region of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2008, **29**(6) : 1457-1462. DOI: 10.13227/j.hjkx.2008.06.006. [张运林, 杨龙元, 秦伯强等. 太湖北部湖区 COD 浓度空间分布及与其它要素的相关性研究. 环境科学, 2008, **29**(6) : 1457-1462.]
- [41] Ye LL, Wu XD, Liu B et al. Dynamics and sources of dissolved organic carbon during phytoplankton bloom in hypereutrophic Lake Taihu (China). *Limnologica*, 2015, **54** : 5-13. DOI: 10.1016/j.limno.2015.05.003.

- [42] Xi SS. The distribution, environmental impacts and prevention countermeasures of nitrogen and phosphate in the Chaohu Lake [Dissertation]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2016. [奚姗姗. 巢湖水体氮、磷结构特征、环境效应与防控对策研究[学位论文]. 合肥: 中国科学技术大学, 2016.]
- [43] Balmer MB, Downing JA. Carbon dioxide concentrations in eutrophic lakes: undersaturation implies atmospheric uptake. *Inland Waters*, 2011, (1) : 125-132. DOI: 10.5268/IW-1.2.366.
- [44] Zhang YL, Zhou YQ, Shi K et al. Optical properties and composition changes in chromophoric dissolved organic matter along trophic gradients: Implications for monitoring and assessing lake eutrophication. *Water Research*, 2017, 131: 255. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.051.
- [45] 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: 933-936. DOI: 10.1038/ngeo2582.
- [46] Maberly SC, Barker PA, Stott AW et al. Catchment productivity controls CO₂ emissions from lakes. *Nature Climate Change*, 2013, 3: 391-394. DOI: 10.1038/nclimate1748.
- [47] Li SY, Bush RT, Ward NJ et al. Air-water CO₂ outgassing in the Lower Lakes (Alexandrina and Albert, Australia) following a millennium drought. *Science of the Total Environment*, 2016, 542(Pt A) : 453-468. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.070.
- [48] Xiao QT. Study on green house gases(CO₂, CH₄, and N₂O) fluxes of water-air interface in Lake Taihu [Dissertation]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2014. [肖启涛. 太湖水-气界面温室气体(CO₂, CH₄, N₂O)通量研究[学位论文]. 南京: 南京信息工程大学, 2014.]