文章编号：1674-5566(2025)03-0530-11 DOI:10. 12024/jsou. 20240504534

骆马湖中华绒螯蟹养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量日变化特征的比较

肖 霖[1]，徐 克[2]，华清红[2]，赵雨轩[2]，孙云飞[1,2,3,4]，成永旭[1,2,3,4]

(1. 上海海洋大学 农业农村部稻渔综合种养生态重点实验室，上海 201306；2. 上海海洋大学 水产科学国家级实验教学示范中心，上海 201306；3. 上海海洋大学 农业农村部鱼类营养和环境生态研究中心，上海 201306；4. 上海海洋大学 上海水产养殖工程技术研究中心，上海 201306)

摘 要：为比较湖面中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量之间的差异以及影响CO_2通量的因素，选择于2023年8月4日至8月5日使用PS-9000便携式碳通量自动测量系统在骆马湖中华绒螯蟹养殖区与非养殖区水-气界面进行CO_2通量测定，同时对气象因子及水质指标进行同步测定。结果显示，养殖区CO_2通量平均值为0.012 μmol/(m^2·s)，表现为CO_2的排放源，非养殖区CO_2通量平均值为−0.006 μmol/(m^2·s)，表现为CO_2的吸收汇，但养殖区和非养殖区均表现出白天为CO_2的排放源，夜晚为CO_2的吸收汇。通过多元逐步回归分析可知，影响养殖区和非养殖区CO_2通量的主要环境因子有所区别，前者的影响因子主要为气温和pH，后者的影响因子主要为总磷、硝态氮和总有机碳。研究结果揭示了中华绒螯蟹湖面养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量特征及影响因素，为深入了解湖区不同水产养殖功能区CO_2通量特征提供参考。

关键词：中华绒螯蟹；骆马湖；CO_2通量；围网养殖；环境因子

中图分类号：X 831 **文献标志码**：A

大气中温室气体浓度的增加是全球气候变暖的主要原因之一[1]，由此带来了一系列危害人类社会可持续发展的严重问题，其中CO_2又是最重要的温室气体，预计到21世纪末，大气中CO_2的体积分数将达到490×10^{-6}~$1\ 260\times10^{-6}$[2]，探明不同生态系统关于温室气体的源汇问题已成为全球研究的热点[3]。中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)隶属节肢动物门(Arthropoda)甲壳纲(Malacostraca)十足目(Decapoda)绒螯蟹属(*Eriocheir*)，又称河蟹，是我国高经济价值淡水养殖品种的代表[4]。据中国渔业统计年鉴指出，到2022年全国中华绒螯蟹养殖产量在8.21×10^5 t左右[5]。湖泊因水生植物丰富和天然饵料多样等因素是中华绒螯蟹的良好生长场所[6]，养殖面积仅次于池塘养殖。目前仅有少数研究报道了池塘养殖中华绒螯蟹过程中CO_2的排放情况[7-8]，但尚未见有关于湖面养殖中华绒螯蟹CO_2通量情况的相关研究。

骆马湖作为典型的过水性湖泊，总面积约375 km^2，是江苏省第四大淡水湖泊[9]。早期由于过度捕捞和人类活动等影响，骆马湖的生态环境受到了破坏[10]，现只能在指定区域进行湖面围网养殖。湖泊是全球重要的CO_2自然排放源[11-13]，YANG等[14]在对美国路易斯安那州的一个亚热带浅水湖泊进行CO_2通量昼夜监测时发现，上午CO_2通量较高，下午CO_2通量较低，但昼夜整体表现为CO_2的排放源。陈永根等[15]在对鄱阳湖和南四湖水-气界面CO_2通量进行日变化研究时发现，两者在昼夜时间尺度下均表现为CO_2的排放源。此外，湖面的不同自然条件也可能会导致CO_2通量存在差异。BOLPAGNI等[16]对意大利北部的浅水湖泊进行了水-气界面CO_2通量昼夜

收稿日期：2024-05-02 修回日期：2024-06-24
基金项目：国家现代农业产业技术体系专项(CARS-48)
作者简介：肖 霖(1999—)，男，硕士研究生，研究方向为甲壳动物养殖生态学。E-mail:18240521376@163.com
通信作者：孙云飞，E-mail:yfsun@shou.edu.cn

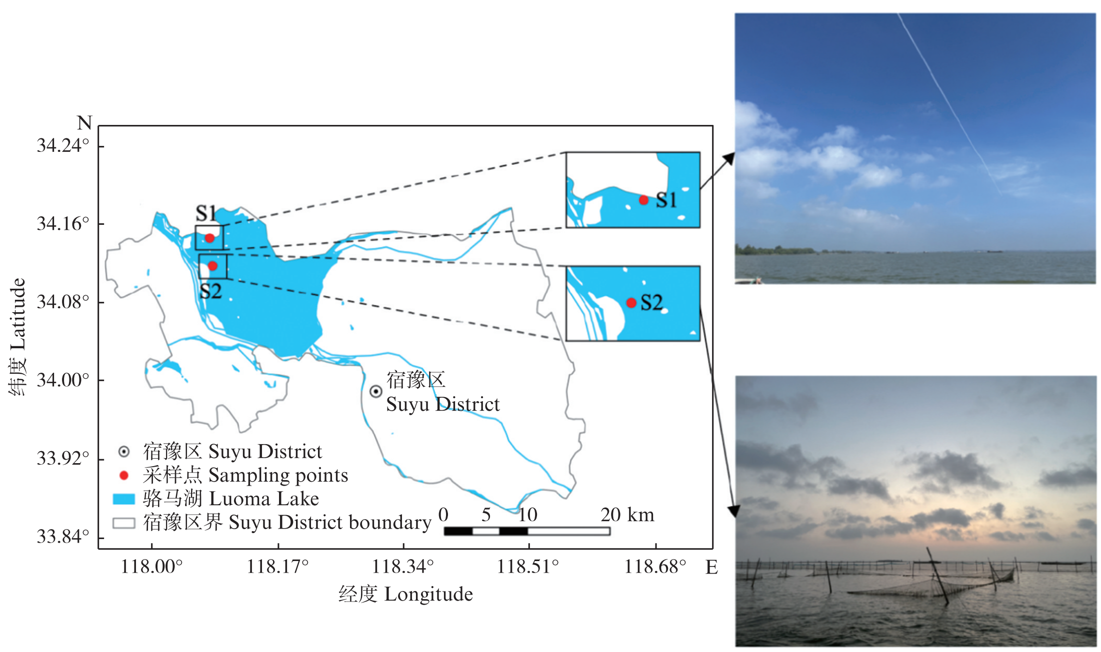
观测，发现有欧菱（*Trapa natans*）种植水域的CO_2通量大约是无欧菱种植水域的3倍，两者均表现为CO_2的排放源。对于湖面CO_2通量的研究多集中在不同地区[17-18]和不同时间尺度[15]等的对比上，但关于同一湖泊自然水体区域与人工养殖区域水-气界面CO_2通量的比较研究甚少。

本研究在对比骆马湖湖面中华绒螯蟹养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量日变化特征的同时，测定相关气象因子和水质指标，使用多元逐步回归分析等方法探究两者的变化规律及影响因素。旨在为探究湖泊养殖中华绒螯蟹的CO_2通量情况提供数据支持，为丰富关于湖泊排放和吸收CO_2的研究提供理论参考。

1　材料与方法

1.1　实验设计及养殖管理

本实验选择于2023年8月4日上午9时开始至次日上午9时结束，每隔4 h进行1次CO_2通量的测定，同时进行相关气象因子和水质指标的测定以及水样的采集。采样日当天为晴天，气压值为999 hPa，白天的光照强度平均值为6.25×10^4 lx。在养殖区选择3个邻近的围栏网区，每个网区大小约为1 334 m^2，采样点设置在靠近网区中央无水草覆盖的地方。非养殖区选择在距离养殖区约3.40 km的湖面上，湖面无养殖活动，无水草覆盖，同样选择3个邻近的水面点作为采样点，骆马湖养殖区与非养殖区采样点见图1。骆马湖湖面中华绒螯蟹围网养殖区选择在水位稳定、底面平坦、天然生物饵料丰富的湖面，放养蟹种前彻底清除围网养殖区内的野杂鱼，挑选体质健壮，规格齐整的蟹种进行放养，放养规格为60~100只/kg，密度为400~600只/667 m^2。在放养前期投喂新鲜小杂鱼和配合饲料，在养殖中后期额外投喂螺蛳、玉米和南瓜等，以保证中华绒螯蟹的正常营养需求。每日投喂2次，在16时左右的投喂量占日投喂量的70%~80%。具体的投喂量以气温、水质和中华绒螯蟹摄食情况而定，一般以投喂后2~3 h吃完为宜。



S1为非养殖区采样点，S2为养殖区采样点。
S1 expresses sampling points in non-aquaculture area and S2 expresses sampling points in aquaculture area.

图1　骆马湖湖面采样点示意图

Fig. 1　Schematic diagram of sampling points on the lake surface of Luoma Lake

1.2　CO_2通量的测定

实验期间，使用便捷式碳通量自动测量系统（PS-9000&SC-12，北京理加联合科技有限公司）测定CO_2通量，该仪器可以实时读取呼吸室内CO_2的浓度变化，同时结合自身控制的空气温度、大气压等传感器的监测数据，通过计算得到CO_2通量。每次采样前将水上浮体底座（内径32 cm、外径72 cm、高度20 cm）固定在采样点水体中，浮

体没入水体深度为4 cm，以保证气室关闭时与外界无气体交换。测定时气室平衡时间设置为20 s，通量测量时间设置为100 s，气室排空时间设置为20 s，循环测量次数设置为5次，5次循环结束则完成1个采样点的测量。

1.3 气象因子和水质指标的测定

与CO_2通量测定同步，风速（WS）和气温（T）采用热敏式风速风量计测定（AR866A，希玛仪表）；氧化还原电位（ORP）和pH采用便携式水质测试仪测定（PH200，哈维森环境科技有限公司）；溶解氧（DO）和水温（WT）采用便携式电化学分析仪测定（HQ30d，哈希公司，美国）。

与CO_2通量测定同步，在采样点采集两份10 cm深的水样，其中一份装入100 mL聚乙烯瓶中，并加入0.10 mL 1%质量浓度的碳酸镁溶液，防止叶绿素分解；另外一份水样装入500 mL聚乙烯瓶中，放入阴凉密闭泡沫箱中24 h内带回实验室进行分析测定。测定叶绿素a（*Chl*.a）质量浓度前将水样经过GF/F滤膜过滤，过滤后的滤膜经研钵研磨、90%丙酮提取后，采用紫外-可见分光光度法测定（TU-1901）。总有机碳（TOC）含量使用总有机碳分析仪测定（multiN/C 2100S，德国耶拿分析仪器股份公司，德国）。指标分析测定方法参考《水和废水监测分析方法》[19]，高锰酸盐指数（COD_{Mn}）使用酸性高锰酸钾法测定，总氮（TN）使用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法，氨氮（NH_3-N）使用水杨酸法测定，硝态氮（NO_3-N）使用镉还原法测定，亚硝态氮（NO_2-N）使用N-（1-萘基）-乙二胺分光光度法测定，总磷（TP）使用钼酸铵分光光度法测定，磷酸盐（PO_4^{3-}）使用抗坏血酸TNT法测定。

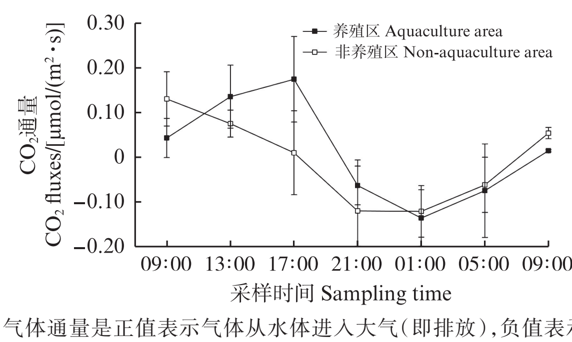
1.4 数据分析

使用Excel 2018和Origin 2018软件对数据进行处理和作图。使用SPSS 17.0软件对数据进行计算和相关分析。采用单因素方差分析比较中华绒螯蟹养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量及环境因子昼夜变化之间的差异，在不满足方差齐性时，采用Welch法进行分析，显著性水平均设置为$P<0.05$。养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量与环境因子间的相关关系采用Pearson相关分析法进行统计分析，不服从正态的数据使用Spearman相关分析法进行统计分析。之后使用多元逐步线性回归分析影响养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量的主要环境因子。

2 结果

2.1 养殖区与非养殖区水-气界面CO_2昼夜通量

中华绒螯蟹湖面养殖区水-气界面CO_2通量日变化为−0.136~0.172 μmol/(m²·s)，平均值为0.012 μmol/(m²·s)，整体表现为CO_2的排放源。非养殖区水-气界面CO_2通量日变化为−0.121~0.128 μmol/(m²·s)，平均值为−0.006 μmol/(m²·s)，整体表现为CO_2的吸收汇。根据养殖区与非养殖区CO_2通量平均值计算所得，中华绒螯蟹养殖期间（4—10月），养殖区每平方米湖面排放CO_2的总量为5.23 g；非养殖区每平方米湖面吸收CO_2的总量为2.61 g。如图2所示，骆马湖中华绒螯蟹养殖区水-气界面CO_2昼夜通量呈现“上升-下降-上升”的趋势，CO_2排放高峰出现在17时，吸收高峰出现在凌晨1时。骆马湖非养殖区水-气界面CO_2昼夜通量呈现“下降-上升”的趋势，CO_2排放高峰出现在9时，吸收高峰出现在21时。中华绒螯蟹养殖区与非养殖区均表现为白天为CO_2的排放源，夜晚为CO_2的吸收汇，两者在17时之后CO_2通量趋势基本一致，但在9时至17时，养殖区CO_2通量呈上升趋势，非养殖区CO_2通量呈下降趋势。将养殖区与非养殖区两者的CO_2昼通量（5时至21时）进行比较，无显著性差异；将养殖区与非养殖区两者的CO_2夜通量（21时至5时）进行比较，同样显示无显著性差异。



气体通量是正值表示气体从水体进入大气（即排放），负值表示气体从大气进入水体中（即吸收）。

A positive value for gas flux indicates that the gas is going from the water body to the atmosphere (i. e., emission) and a negative value indicates that the gas is going from the atmosphere to the water body (i. e., absorption).

图2 中华绒螯蟹养殖区与非养殖区CO_2通量昼夜动态变化

Fig. 2 Diurnal dynamics of CO_2 fluxes in aquaculture and non-aquaculture areas of *Eriocheir sinensis*

2.2　气象因子和水质指标的昼夜变化

采样日的气象因子变化特征如图3a和3b所示。采样日的气温呈现出“上升-下降-上升”的变化趋势，变化范围为30.14~37.36 ℃，最大值出现在13时，最小值出现在5时。一天当中风速在白天波动较小，在夜晚波动较大，变化范围为0.14 ~ 1.23 m/s。养殖区与非养殖区在采样日当天水温变化趋势基本一致，表现为先上升后下降，最大值均出现在13时，两者气温的昼夜变化之间无显著性差异（图3c）。溶解氧质量浓度在一天当中呈现规律性变化，表现为“上升-下降-上升”的趋势，在17时取得最大值，在5时取得最小值，养殖区与非养殖区溶解氧质量浓度的昼夜变化之间无显著性差异（图3d）。养殖区与非养殖区氧化还原电位都表现为白天低夜晚高，在13时达到最低点，随后开始上升，两者氧化还原电位的昼夜变化之间无显著性差异（图3e）。采样日当天养殖区pH基本表现为任何时刻均高于非养殖区，两者pH的昼夜变化之间呈现显著性差异（P< 0.05），见图3f。

养殖区叶绿素a质量浓度呈现出先上升后下降的趋势，在21时达到最大值，非养殖区叶绿素a质量浓度呈现出先下降后上升的趋势，在17时达到最小值，两者的昼夜变化之间无显著性差异（图4a）。养殖区与非养殖区总有机碳质量浓度分别为18.24~32.28和6.08~32.18 mg/L，两者的昼夜变化之间无显著性差异（图4b）。一天中高锰酸盐指数均在下午至夜晚达到高峰，在上午达到低谷，两者的昼夜变化之间无显著性差异（图4c）。

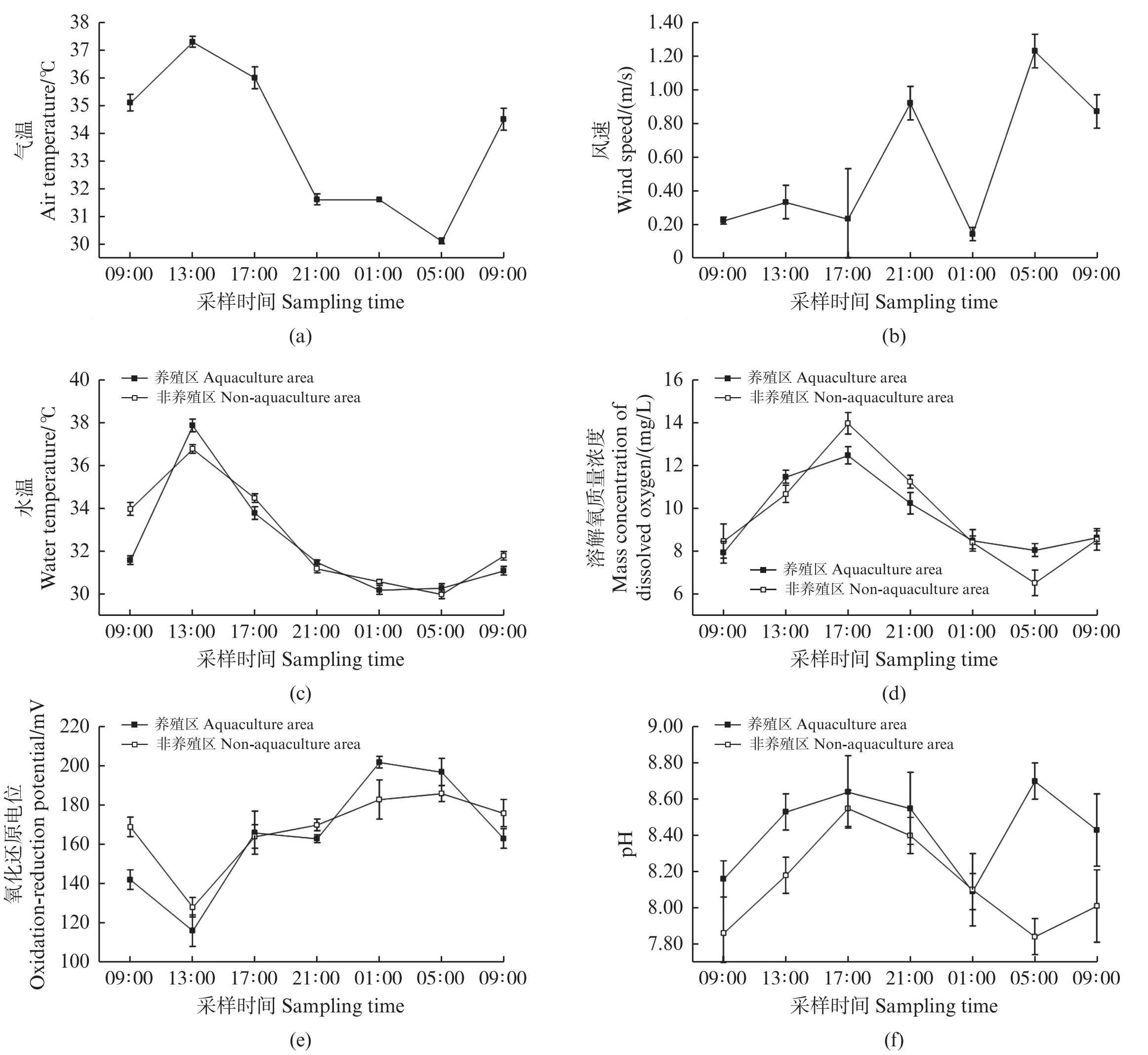


图3　养殖区与非养殖区气象因子和现场测定水质指标的昼夜动态变化

Fig. 3　Diurnal dynamics of meteorological factors and water quality indicators measured in situ in aquaculture and non−aquaculture areas

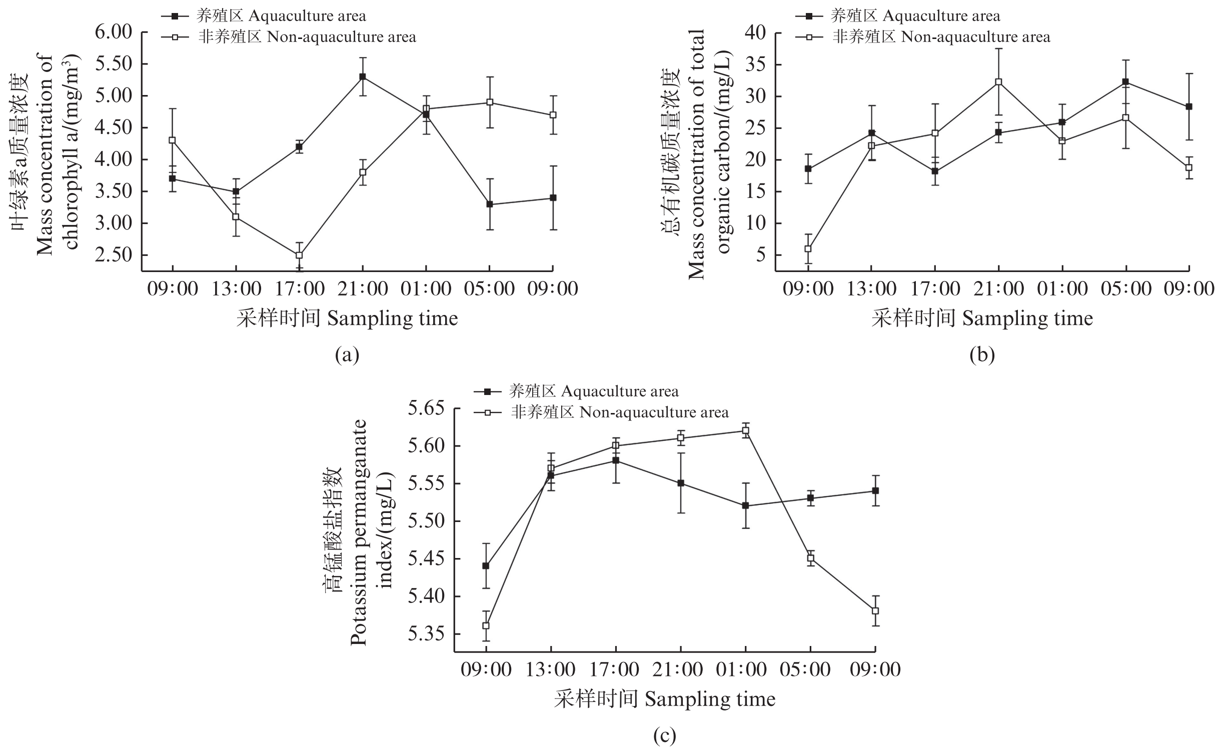


图4 养殖区与非养殖区叶绿素a质量浓度、总有机碳质量浓度和高锰酸盐指数的昼夜动态变化

Fig. 4 Diurnal dynamics of mass concentration of chlorophyll a, mass concentration of total organic carbon, potassium permanganate index and salinity in aquaculture and non-aquaculture areas

养殖区与非养殖区亚硝态氮质量浓度分别为0.13~0.17和0.10~0.20 mg/L，两者昼夜变化之间无显著性差异（图5a）。养殖区与非养殖区硝态氮质量浓度变化均表现为夜晚高于白天，两者硝态氮质量浓度的昼夜变化之间无显著性差异（图5b）。养殖区氨氮质量浓度在一天中变化幅度较小，非养殖区氨氮质量浓度为0.09~0.28 mg/L，波动较大，两者昼夜变化之间无显著性差异（图5c）。两者磷酸盐质量浓度的变化趋势基本一致，均表现为夜晚高于白天，相较于白天，在夜晚有明显的提升，两者昼夜变化之间无显著性差异（图5d）。非养殖区总氮质量浓度在白天明显高于养殖区，但两者在夜晚的质量浓度基本一致，保持在0.10 mg/L附近，两者的昼夜变化之间无显著性差异（图5e）。养殖区与非养殖区总磷的质量浓度均表现为夜晚高于白天，两者的昼夜变化之间无显著性差异（图5f）。

2.3 养殖区与非养殖区水–气界面CO_2通量与环境因子的相关性分析与影响因子分析

如表1所示，养殖区水-气界面CO_2通量与水温呈现显著性正相关（P<0.05），与气温和亚硝态氮呈现极显著性正相关（P<0.01），与磷酸盐呈现显著性负相关（P<0.05），与硝态氮呈现极显著性负相关（P<0.01）；非养殖区水-气界面CO_2通量与气温呈现显著性正相关（P<0.05），与磷酸盐和总有机碳呈现显著性负相关（P<0.05），与硝态氮和总磷呈现极显著性负相关（P<0.01）。

为了探讨环境因子对CO_2通量影响的贡献大小，利用多元回归中的逐步回归分析法建立养殖区CO_2通量与非养殖区CO_2通量与各环境因子之间的最优回归方程：

$$Y_{养殖区CO_2}=-2.76+0.04X_T+0.17X_{pH} \quad (1)$$

$$Y_{非养殖区CO_2}=0.16-0.31X_{TP}-0.01X_{TOC}+0.20X_{NO_3-N} \quad (2)$$

多元回归中逐步回归分析结果表明，在环境因子中，气温和pH是影响养殖区CO_2通量的主要环境因子（调整后的R^2=0.92，P<0.01），总磷、总有机碳和硝态氮是影响非养殖区CO_2通量的主要环境因子（调整后的R^2=0.99，P<0.01）。

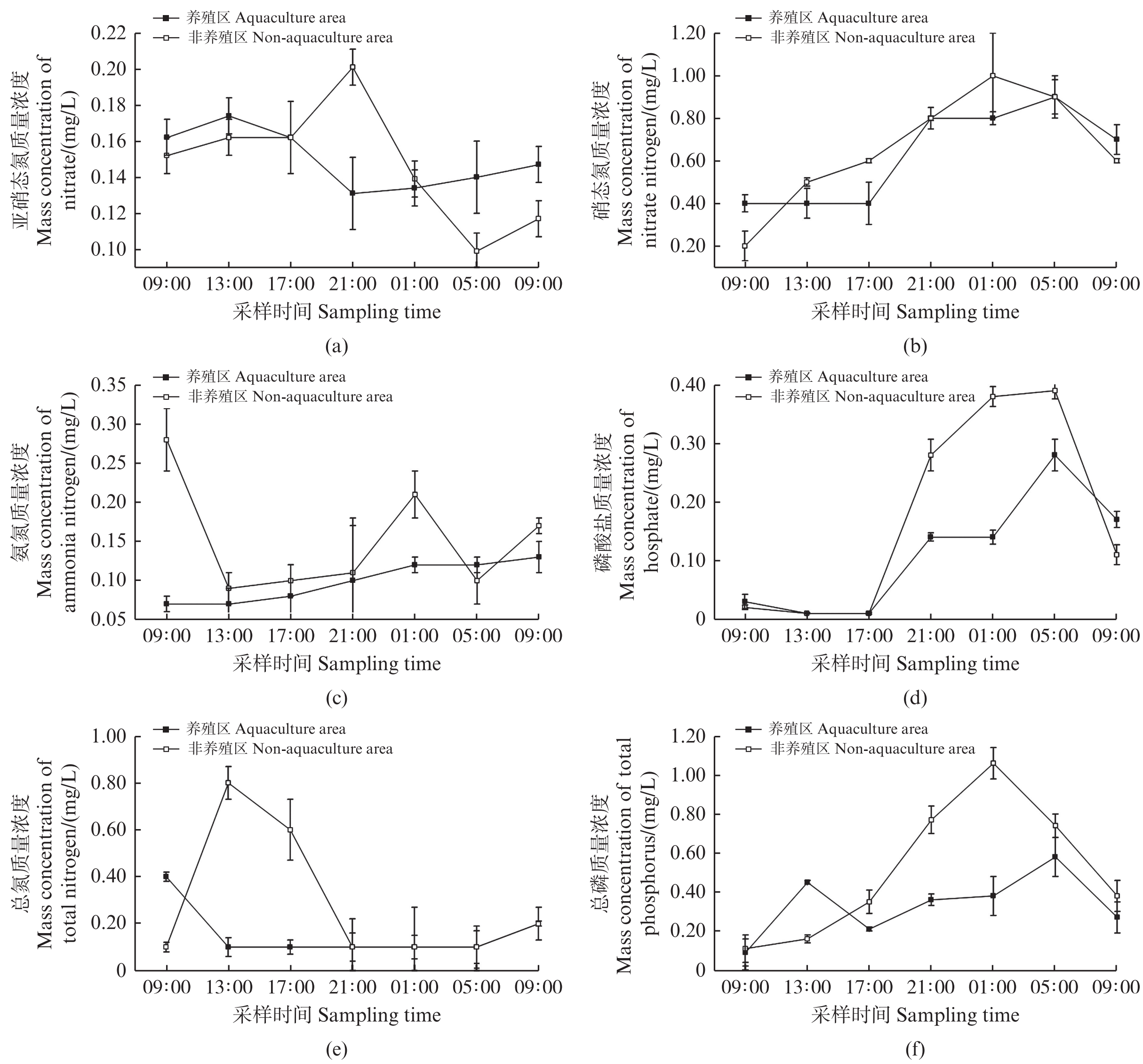


图5　养殖区与非养殖区营养盐浓度的昼夜动态变化

Fig. 5　Diurnal dynamics of concentration of nutrient concentration in aquaculture and non-aquaculture areas

表1　养殖区与非养殖区CO_2通量与环境因子间的相关性分析

Tab. 1　Correlation analysis between CO_2 fluxes and environmental factors in aquaculture and non-aquaculture areas

CO_2采样点 CO_2 sampling points	WT	pH	ORP	WS	DO	T	NO_3-N	PO_4^{3-}	NH_3-N	NO_2-N	COD_{Mn}	TN	TP	*Chl*.a	TOC
养殖区 Aquaculture area	0.93**	0.35	−0.72	−0.39	0.73	0.90**	−0.89**	−0.76*	−0.72	0.90**	0.29	0.18	−0.40	−0.35	−0.61
非养殖区 Non-aquaculture area	0.72	−0.28	−0.50	−0.32	0.04	0.79*	−0.93**	−0.86*	0.32	−0.11	−0.64	0.45	−0.95**	−0.25	−0.80*

注：*表示显著性相关(P<0.05)，**表示极显著性相关(P<0.01)。

Notes：* expresses significant correlation (P<0.05) and ** expresses highly significant correlation (P<0.01).

3 讨论

3.1 养殖区与非养殖区水–气界面CO_2通量日变化特征差异分析

CO_2既可以在湖泊厌氧沉积物中产生，也可以在好氧水体中由有机物降解生成，同时，水体中的浮游生物以及其他水生植物可以通过呼吸作用产生CO_2[20]。中华绒螯蟹湖面养殖区水-气界面CO_2日通量整体表现为排放源，非养殖区整体表现为吸收汇。养殖区一方面经过人工投喂饲料，底泥沉积物和水体中有机质含量增加，促进了CO_2的排放[21-23]；另一方面则可能是因为养殖区中华绒螯蟹的呼吸作用和对底泥沉积物的扰动作用[24]，增加了CO_2的排放量。非养殖区的微生物活动较弱，且叶绿素a质量浓度保持在较高水平，表现为光合作用大于呼吸作用[25]，吸收了更多的CO_2。

养殖区与非养殖区的水温和溶解氧质量浓度变化趋势基本一致，均表现为昼高夜低，这可能是导致养殖区与非养殖区水-气界面CO_2通量在白天为正值，在夜晚为负值的原因之一。在白天随着水温和溶解氧浓度的升高，水体中微生物活性随之升高[26-27]，呼吸作用强度大幅提高；同时加强了微生物对碳源的利用，导致分解有机质的速率加快[28]，产生和排放出了更多的CO_2。采样日当天16时左右进行了投饵活动，此后的1小时内，水温和溶解氧质量浓度均较高，养殖区水体的有机质含量大幅增加，这可能是养殖区当天CO_2排放高峰出现在17时的主要原因。

本研究中不管是养殖区还是非养殖区，CO_2通量都处于一个较低水平，这可能是因为采样当天骆马湖处于丰水期，且风速较小。丰水期水位上升，较小的风力难以使得表层高溶氧水体与底层缺氧水体进行充分交换，不利于底层沉积物中微生物分解活动的进行和碳酸盐的分解[29-30]，从而降低了CO_2的排放。洪泽湖[31]和巢湖[32]在丰水期时的CO_2通量均高于本实验所测数据，相比较而言，丰水期时骆马湖的外来输入营养盐水平低于洪泽湖和巢湖，由营养物质大量输入驱动的CO_2产生与排放效应较弱[33]。已有的关于中华绒螯蟹养殖生态系统CO_2的通量结果均高于本实验所监测的数据[7,34]，但这些数据均来源于中华绒螯蟹池塘养殖模式，推测可能是因为养殖池塘水体较浅、周长面积比大[35]以及残饵粪便的积累[36]等原因导致了CO_2通量的增加。蒲旖旎[37]在8月对东太湖中华绒螯蟹湖面养殖区的CO_2通量情况进行了研究，得出的CO_2日变化特征与本实验结果基本一致，但在夜间对CO_2的吸收强度高于本实验所测数据，这可能与两者之间的养殖模式和沉水植物密度的不同有关。

3.2 养殖区与非养殖区水–气界面CO_2通量的主要影响因子

通过多元逐步回归分析可知，气温和pH是影响养殖区水-气界面CO_2通量的主要环境因子。养殖区CO_2通量均与气温呈现极显著性正相关关系，这与RANTAKARI等[38]在对湖泊的研究中得到的结论相同。随着气温的升高，水温随之升高，不仅加强了对沉积物和水体中有机质的分解，还降低了CO_2在水体中的溶解度，这些都促进了CO_2的排放[39]。HUTTUNEN等[40]研究芬兰7个湖泊的温室气体通量与温度之间的关系同样得出，温度的升高会促进CO_2的排放。水体pH通过改变水体中碳酸盐体系的平衡、影响水体中化学反应进程和微生物活性等来影响水-气界面CO_2通量。一般来说，随着pH升高，水体中的碳酸盐平衡体系会向着生成碳酸盐的方向移动，CO_2被消耗从而导致水体中CO_2分压降低，促进大气中CO_2向水中转移[41-42]。但本研究中养殖区CO_2通量与pH呈现正相关关系，这可能是因为养殖区水体pH为弱碱性，CO_2在弱碱性水中易形成饱和状态，较高的气体分压会促使CO_2向大气中排放[43]，而这一过程排出的CO_2总量高于因碳酸盐平衡体系的移动而进入水体CO_2的总量。

总磷、硝态氮和总有机碳是影响非养殖区水-气界面CO_2通量的主要环境因子。总磷和硝态氮主要通过影响非养殖区水体初级生产力和呼吸作用进而来影响CO_2的产生和排放[44]。非养殖区CO_2通量与总磷呈现极显著性负相关关系，总磷质量浓度较高时，会为表层水体生活着的小型浮游植物提供丰富的营养盐，从而促进小型浮游植物的生长[45]，进而加强表层水体的光合作用，从大气中固定更多的CO_2[11]。硝态氮虽不直接影响CO_2的产生和排放，但会促进浮游植物的生长，增强其呼吸作用，从而增加CO_2的排放量。此外，一些研究[46-48]还表明，营养盐会通过影响水体中的碱度及CO_2分压来影响水体CO_2的排

放。一般来说有机碳含量的增加，能够为微生物的分解活动提供更多的底物，有利于CO_2的产生[43]。但本实验中非养殖区CO_2通量与有机碳含量呈现显著性负相关关系，推测可能是因为骆马湖处于丰水期，大量外来有机碳被浮游植物当作直接碳源[49]，促进了浮游植物的生长，从而促进了光合作用的进行，吸收了更多的CO_2。

4　结论

骆马湖中华绒螯蟹养殖区表现为CO_2的微弱排放源，非养殖区表现为CO_2的微弱吸收汇，但两者的CO_2通量变化趋势均表现为昼高夜低，在夜间达到负值。气温和pH是影响养殖区水-气界面CO_2通量的主要环境因子，总磷、硝态氮和总有机碳是影响非养殖区水-气界面CO_2通量的主要环境因子。受丰水期等因素的影响，养殖区与非养殖区的CO_2通量较小，但投饵等人类活动可能会促进养殖区的CO_2排放。

作者声明本文无利益冲突。

参考文献：

［1］　周波涛. 全球气候变暖：浅谈从AR5到AR6的认知进展［J］. 大气科学学报，2021，44(5)：667-671.
ZHOU B T. Global warming：scientific progress from AR5 to AR6［J］. Transactions of Atmospheric Sciences，2021，44(5)：667-671.

［2］　ARAUJO-SILVA C L，SARMENTO V C，SANTOS P J. Climate change scenarios of increased CO_2 and temperature affect a coral reef peracarid（Crustacea）community［J］. Marine Environmental Research，2022，173：105518.

［3］　KOELBENER A，STROM L，EDWARDS P J，et al. Plant species from mesotrophic wetlands cause relatively high methane emissions from peat soil［J］. Plant and Soil，2010，326(1)：147-158.

［4］　解志龙，姜晓东，范陈伟，等. 不同规格中华绒螯蟹成蟹的形态特征和组织系数比较［J］. 上海海洋大学学报，2024，33(1)：67-76.
XIE Z L，JIANG X D，FAN C W，et al. Morphological characters and tissue indices of adult Chinese mitten crabs（*Eriocheir sinensis*）with different body mass［J］. Journal of Shanghai Ocean University，2024，33(1)：67-76.

［5］　农业农村部渔业渔政管理局，全国水产技术推广总站，中国水产学会. 2023中国渔业统计年鉴［M］. 北京：中国农业出版社，2023：49.
Ministry of Agriculture and Rural Affairs，Fisheries and Fishery Administration Bureau，Nation Aquatic Technology Promotion General Station，Chinese Fisheries Society. China Fishery Statistics Yearbook 2023［M］. Beijing：China Agricultural Press，2023：49.

［6］　WU X G，CHENG Y X，SUI L Y，et al. Biochemical composition of pond-reared and lake-stocked Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis*（H. Milne-Edwards）broodstock［J］. Aquaculture Research，2007，38(14)：1459-1467.

［7］　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［J］. 水产学报，2013，37(3)：417-424.
LIN H，ZHOU G，LI X G，et al. Greenhouse gases emissions from pond culture ecosystem of Chinese mitten crab and their comprehensive global warming potentials in summer［J］. Journal of Fisheries of China，2013，37(3)：417-424.

［8］　刘永茂，付为国，金梅娟，等. 高温季节蟹塘不同水生植物对水质净化和温室气体排放的影响［J］. 生态与农村环境学报，2020，36(8)：1072-1079.
LIU Y M，FU W G，JIN M J，et al. Effects of different aquatic plants on water purification and greenhouse gas emission in crab pond in high temperature season［J］. Journal of Ecology and Rural Environment，2020，36(8)：1072-1079.

［9］　褚克坚，叶福竹，张建，等. 骆马湖诺氟沙星、氧氟沙星归趋及风险评估［J］. 华中科技大学学报（自然科学版），2023，51(4)：128-135.
CHU G J，YE F Z，ZHANG J，et al. Fate and risk assessment of norfloxacin and ofloxacin in Luoma Lake［J］. Journal of Huazhong University of Science and Technology（Natural Science Edition），2023，51(4)：128-135.

［10］　朱俊羽，彭凯，李宇阳，等. 南水北调东线枢纽湖泊表层水体甲烷释放特征及潜在影响因素［J］. 环境科学，2022，43(4)：1958-1965.
ZHU J Y，PENG K，LI Y Y，et al. Emission of methane from a key lake in the eastern route of the South-to-North Water Transfer Proiect and the corresponding driving factors［J］. Environmental Science，2022，43(4)：1958-1965.

［11］　杨平，仝川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展［J］. 生态学报，2015，35(20)：6868-6880.
YANG P，TONG C. Emission paths and measurement methods for greenhouse gas fluxes from freshwater ecosystems：a review［J］. Acta Ecologica Sinica，2015，35(20)：6868-6880.

［12］　RAYMOND P A，HARTMANN J，LAUERWALD R，et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters［J］. Nature，2013，503(7476)：335-359.

[13] BASTVIKEN D, TRANVIK L J, DOWNING J A, et al. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink[J]. Science, 2011, 331(6013): 50-50.

[14] YANG R J, XU Z, LIU S L, et al. Daily pCO_2 and CO_2 flux variations in a subtropical mesotrophic shallow lake [J]. Water Research, 2019, 153: 29-38.

[15] 陈永根，李香华，胡志新，等. 中国八大湖泊冬季水-气界面CO_2通量[J]. 生态环境，2006，15(4)：665-669.
CHEN Y G, LI X H, HU Z X, et al. Carbon dioxide flux on the water-air interface of the eight lake in China in winter[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2006, 15(4): 665-669.

[16] BOLPAGNI R, PIEROBON E, LONGHI D, et al. Diurnal exchanges of CO_2 and CH_4 across the water – atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.)[J]. Aquatic Botany, 2007, 1(87): 43-48.

[17] 李凌宇，于瑞宏，田明扬，等. 黄河二氧化碳逸出时空变化及其影响因素——以头道拐水文站为例[J]. 生态学报，2017，37(22)：7636-7646.
LI X Y, YU D H, TIAN M Y, et al. Spatial-temporal variations and influencing factors of carbon dioxide evasion from the Yellow River: an example of the Toudaoguai Gauging station[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(22): 7636-7646.

[18] LAINI A, BARTOLI M, CASTALDI S, et al. Greenhouse gases (CO_2, CH_4 and N_2O) in lowland springs within an agricultural impacted watershed (Po River Plain, northern Italy)[J]. Chemistry and Ecology, 2011, 27(2): 177-187.

[19] 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[M]. 北京：中国环境出版集团，2002.
State Environmental Protection Administration of China. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater (fourth edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.

[20] 姜星宇，张路，姚晓龙，等. 江西省水库温室气体释放及其影响因素分析[J]. 湖泊科学，2017，29(4)：1000-1008.
JIANG X Y, ZHANG L, YAO X L, et al. Greenhouse gas flux at reservoirs of Jiangxi Province and its influencing factors[J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(4): 1000-1008.

[21] 顾世杰，李思悦. 低等级河流CO_2分压的时空变化及驱动因素——以汉江流域月河为例[J]. 湖泊科学，2023，35(1)：349-358.
GU S J, LI S Y. Spatiotemporal variations and drivers of the low order stream pCO_2 in the Yue River of the Han River Catchment[J]. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(1): 349-358.

[22] 王鹏，王一丹，申霞，等. 南通沿海潮间带土-气界面CO_2交换特征[J]. 中国环境科学，2018，38(2)：675-682.
WANG P, WANG Y D, SHEN X, et al. Characteristics of soil-air CO_2 exchange fluxes in intertidalite of Nantong [J]. China Environmental Science, 2018, 38(2): 675-682.

[23] 韦章良，韩红宾，胡明，等. 三沙湾盐田港海水养殖海域海-气界面CO_2交换通量的时空变化[J]. 上海海洋大学学报，2016，25(1)：106-115.
WEI Z L, HAN H B, HU M, et al. Seasonal variation of sea-air CO_2 flux in mariculture area in Yantian Harbor, Sansha Bay[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2016, 25(1): 106-115.

[24] 高杰，黄屿玥，韦冰，等. 底栖动物（苏氏尾鳃蚓 *Branchiura sowerbyi* 和椭圆萝卜螺 *Radix swinhoei*）对不同氮负荷程度沉积物脱氮的影响[J]. 环境科学学报，2022，42(11)：202-210.
GAO J, HUANG Y Y, WEI B, et al. Effect of macroinvertebrates (*Branchiura sowerbyi* and *Radix swinhoei*) on nitrogen removal of sediment with varying nitrogen load levels[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022, 42(11): 202-210.

[25] 赵光辉，杨平，谭立山，等. 闽江河口养虾塘养殖期和非养殖期CO_2通量变化特征[J]. 环境科学研究，2021，30(4)：949-957.
ZHAO G H, YANG P, TAN L S, et al. Temporal variation of carbon dioxide flux between farming and non-farming stages in the land-based shrimp pond in the Min River Estuary[J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 30(4): 949-957.

[26] YANG P, ZHANG Y, LAI D Y F, et al. Fluxes of carbon dioxide and methane across the water-atmosphere interface of aquaculture shrimp ponds in two subtropical estuaries: The effect of temperature, substrate, salinity and nitrate[J]. Science of the Total Environment, 2018, 635: 1025-1035.

[27] CHANDA A, DAS S, BHATTACHARYYA S, et al. CO_2 fluxes from aquaculture ponds of a tropical wetland: Potential of multiple lime treatment in reduction of CO_2 emission[J]. Science of the Total Environment, 2019, 655: 1321-1333.

[28] DELAVAUX C S, SCHEMANSKI J L, HOUSE G L, et al. Root pathogen diversity and composition varies with climate in undisturbed grasslands, but less so in anthropogenically disturbed grasslands[J]. The ISME Journal, 2020, 15(1): 304-317.

[29] GAO C, WANG A, WU W, et al. Enrichment of anodic biofilm inoculated with anaerobic or aerobic sludge in single chambered air-cathode microbial fuel cells[J]. Bioresource Technology, 2014, 167: 124-132.

[30] 黄菊，高郭平，程天宇，等. 2015年冬季南黄海水文特

征及海-气CO_2通量分析[J]. 上海海洋大学学报, 2017, 26(5): 757-765.
HUANG J, GAO G P, CHENG T Y, et al. Hydrological features and air-sea CO_2 fluxes of the Southern Yellow Sea in the winter of 2015[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2017, 26(5): 757-765.
[31] 朱俊羽, 彭凯, 李宇阳, 等. 不同水文情景下洪泽湖二氧化碳排放通量特征及影响因素[J]. 湖泊科学, 2022, 34(4): 1347-1358.
ZHU J Y, PENG K, LI Y Y, et al. Characteristics and influence factors of carbon dioxide efflux from Lake Hongze under different hydrological scenarios [J]. Journal of Lake Sciences, 2022, 34(4): 1347-1358.
[32] 李宇阳, 朱俊羽, 俞晓琴, 等. 巢湖二氧化碳排放特征及其潜在影响因素[J]. 中国环境科学, 2022, 42(1): 425-433.
LI Y Y, ZHU J Y, YU X Q, et al. Emission of carbon dioxide from Lake Chaohu and the potential influencing factors[J]. China Environmental Science, 2022, 42(1): 425-433.
[33] 崔嘉宇, 郭蓉, 宋兴伟, 等. 洪泽湖出入河流及湖体氮、磷浓度时空变化(2010-2019年)[J]. 湖泊科学, 2021, 33(6): 1727-1741.
CUI J Y, GUO R, SONG X W, et al. Spatio-temporal variations of total nitrogen and total phosphorus in lake and inflow/outflow rivers of Lake Hongze, 2010-2019 [J]. Journal of Lake Sciences, 2021, 33 (6) : 1727-1741.
[34] YUAN J J, XIANG J, LIU D Y, et al. Rapid growth in greenhouse gas emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture[J]. Nature Climate Change, 2019, 9 (4): 318-322.
[35] 吴兴熠, 肖尚斌, 张文丽, 等. 2016年10~11月宜昌莲心湖水——气界面CO_2排放通量[J]. 湿地科学, 2020, 18(3): 368-373.
WU X Y, XIAO S B, ZHANG W L, et al. Carbon dioxide emission flux of water-air interface of Lianxinhu in Yichang from October to November, 2016 [J]. Wetland Science, 2020, 18(3): 368-373.
[36] LIN G M, LIN X B. Bait input altered microbial community structure and increased greenhouse gases production in coastal wetland sediment [J]. Water Research, 2022, 218: 118520.
[37] 蒲旖旎. "退养还湖"前后东太湖CO_2和CH_4通量的变化及影响因素[D]. 南京:南京信息工程大学, 2022.
PU Q N. The variations of CO_2 and CH_4 fluxes and impact factors inEast Lake Taihu for pre- and post- returning aquaculture to lakes[D]. Nanjing : Nanjing University of Information Science and Technology, 2022.
[38] RANTAKARI M, PIRKKO K. Interannual variation and climatic regulation of the CO_2 emission from large boreal lakes[J]. Global Change Biology, 2010, 11(8): 1368-1380.
[39] KARHU K, AUFFRET M D, DUNGAIT J A, et al. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response[J]. Nature, 2014, 513 (7516): 81-84.
[40] HUTTUNEN J T, ALM J, LIIKANEN A, et al. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions [J]. Chemosphere, 2003, 52 (3): 609-621.
[41] 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[J]. 湿地科学, 2012, 10(1): 121-128.
CHENG B H, HAO Q J, JIANG C S. Research progress on the emission of greenhouse Gases from reservoir and its influence factors[J]. Wetland Science, 2012, 10(1): 121-128.
[42] 赵小杰, 赵同谦, 郑华, 等. 水库温室气体排放及其影响因素[J]. 环境科学, 2008, 29(8): 2377-2384.
ZHAO X J, ZHAO T Q, ZHENG H, et al. Greenhouse gas emission from reservoir and its influence factors[J]. Environmental Science, 2008, 29(8): 2377-2384.
[43] SCHRIER-UIJL A P, VERAART A J, LEFFELAAR P A, et al. Release of CO_2 and CH_4 from lakes and drainage ditches in temperate wetlands [J]. Biogeochemistry, 2011, 102(1-3): 265-279.
[44] PENG X, WANG B, LIU C, et al. Diurnal variations of pCO_2 in relation to environmental factors in the cascade reservoirs along the Wujiang River, China[J]. Chinese Journal of Geochemistry, 2012, 31(1): 41-47.
[45] MOLOT L A, SCHIFF S l, VENKITESWARAN J J, et al. Low sediment redox promotes cyanobacteria blooms across a trophic range: implications for management[J]. Lake and Reservoir Management, 2021, 37 (2) : 120-142.
[46] HUTTUNEN J T, LAPPALAINEN K M, SAARIJRVI E, et al. A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake[J]. Science of the Total Environment, 2001, 266(1-3): 153-158.
[47] DAVIES J M, HESSLEIN R H, KELLY C A, et al. pCO_2 method for measuring photosynthesis and respiration in freshwater lakes [J]. Journal of Plankton Research, 2003, 25(4): 385-395.
[48] ZHU R B, LIU Y S, XU H, et al. Carbon dioxide and methane fluxes in the littoral zones of two lakes, east Antarctica[J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(3): 304-311.
[49] 陈子栋, 黄林培, 陈丽, 等. 云南4个湖泊浮游生物碳、氮稳定同位素的季节变化及其影响因子[J]. 湖泊科

学，2021，33(3)：761-773.
CHEN Z D，HUANG L P，CHEN L，et al. Seasonal variation and driving factors of carbon and nitrogen stable isotope values of plankton in four lakes of Yunnan Province[J]. Journal of Lake Sciences，2021，33(3)：761-773.

Comparison of daily variation characteristics of CO_2 fluxes at the water-gas interface between aquaculture and non-aquaculture areas of *Eriocheir sinensis* in Luoma Lake

XIAO Lin[1]，XU Ke[2]，HUA Qinghong[2]，ZHAO Yuxuan[2]，SUN Yunfei[1,2,3,4]，CHENG Yongxu[1,2,3,4]
（1. *Key Laboratory of Integrated Rice-Fishery Cultivation and Ecology*，*Ministry of Agriculture and Rural Affairs*，*Shanghai Ocean University*，*Shanghai* 201306，*China*；2. *National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education*，*Shanghai Ocean University*，*Shanghai* 201306，*China*；3. *Centre for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrion*，*Ministry of Agriculture and Rural Affairs*，*Shanghai Ocean University*，*Shanghai* 201306，*China*；4. *Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture*，*Shanghai Ocean University*，*Shanghai* 201306，*China*）

Abstract: In order to compare the differences between the CO_2 fluxes at the water-air interface between the aquaculture areas and the non-aquaculture areas of *Eriocheir sinensis* on the lake surface and the factors affecting the CO_2 fluxes. The experiment was carried out at Luoma Lake from August 4 to August 5，2023，where CO_2 fluxes were measured at the water-air interface between the aquaculture areas and the non-aquaculture areas of *Eriocheir sinensis* of the lake by using the PS-9000 Portable Automatic Measurement System of Carbon Fluxes and the synchronized measurement of the meteorological factors and water quality indices were analyzed at the same time. The results showed that the average value of CO_2 fluxes in the aquaculture area was 0.012 $\mu mol/(m^2 \cdot s)$，which showed an overall CO_2 emission source，and the CO_2 fluxes in the non-aquaculture area was -0.006 $\mu mol/(m^2 \cdot s)$，which showed an overall CO_2 sink. However，both aquaculture and non-aquaculture areas exhibit CO_2 as a source during the day and a sink at night. Multiple stepwise regression analyses showed that the main environmental factors affecting CO_2 fluxes differed between aquaculture and non-aquaculture areas，with air temperature and pH being the the former and total phosphorus，nitrate nitrogen and total organic carbon being the the latter. The results of the study revealed the characteristics and influencing factors of CO_2 fluxes at the water-gas interface between aquaculture and non-aquaculture areas of *Eriocheir sinensis* in lake，which provides data support for an in-depth understanding of the CO_2 fluxes characteristics of different aquaculture functional areas of freshwater lakes.

Key words: *Eriocheir sinensis*；Luoma Lake；CO_2 fluxes；purse-seine farming；environmental factors