

DOI: 10.3969/j.issn.2096-8248.2025.01.002

引用格式: 贺闯, 李桢桢, 徐军田. CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻生长和光合生理的复合效应[J]. 江苏海洋大学学报(自然科学版), 2025, 34(1): 8-15.

## CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻生长和光合生理的复合效应

贺 闯<sup>1</sup>, 李桢桢<sup>2</sup>, 徐军田<sup>1</sup>

(1. 江苏海洋大学 海洋科学与水产学院, 江苏 连云港 222005; 2. 香港大学 生物科学学院, 香港 999077)

**摘 要:** 由于人类活动的增加, 大气中 CO<sub>2</sub> 水平日益升高引起水体酸化现象, 对浮游植物的生理活动和生态功能产生显著影响。同时, 有机污染物敌草隆等大量使用, 随地表径流进入江河湖海, 也将对水生浮游植物带来不良影响。将小球藻暴露在 4 个敌草隆质量浓度 (0, 0.2, 1, 5 μg/L) 和 2 个 CO<sub>2</sub> 水平 (LC: 当前大气 CO<sub>2</sub> 水平、HC: 1 000 μatm) 下, 探究其单因素及联合作用对小球藻的光合生理特性的影响。结果显示, 高碳条件下, 0 μg/L 敌草隆质量浓度组与对照组相比, 小球藻生长速率提高 16.7%、光合速率提高 126%, 呈现显著的正面效应。在低碳条件下, 中、高质量浓度敌草隆分别使小球藻生长速率降低 15.0% 和 29.0%, 光合速率降低 28.5% 和 44.6%。CO<sub>2</sub> 与敌草隆存在明显的交互作用。在高 CO<sub>2</sub> 与高质量浓度敌草隆的复合作用下, 小球藻生长速率下降 27.2%, 表明了敌草隆能抵消 CO<sub>2</sub> 对小球藻的正面效应。研究揭示了在未来大气 CO<sub>2</sub> 水平升高的背景下, 酸化加剧了敌草隆对小球藻的毒性效应, 这将进一步降低水生浮游植物的初级生产力, 对水域生态系统的稳定与健康构成威胁。

**关键词:** 小球藻; CO<sub>2</sub>; 敌草隆; 光合作用; 复合效应

中图分类号: X524

文献标志码: A

文章编号: 2096-8248 (2025) 01-0008-08

## Combined effect of CO<sub>2</sub> and diuron on the growth and photosynthetic physiology of *Chlorella* sp.

HE Chuang<sup>1</sup>, LI Zhenzhen<sup>2</sup>, XU Juntian<sup>1</sup>

(1. School of Marine Science and Fisheries, Jiangsu Ocean University, Lianyungang 222005, China;

2. School of Biological Science, University of Hong Kong, Hong Kong 999077, China)

**Abstract:** Due to the increasing human activities, the rising CO<sub>2</sub> levels in the atmosphere are causing acidification of water, significantly affecting the physiological activities and ecological functions of phytoplankton. Additionally, the widespread use of organic pollutants such as diuron is entering rivers, lakes, and seas through surface runoff, which will also have adverse effects on aquatic phytoplankton. This study exposed *Chlorella* sp. to four diuron mass concentrations (0, 0.2, 1, 5 μg/L) and two CO<sub>2</sub> levels (LC: current atmospheric CO<sub>2</sub> level, HC: 1 000 μatm) to investigate the effects of single factors and their interactions on the photosynthetic physiological characteristics of *Chlorella* sp. The results showed that under high carbon conditions, compared to the control group, the group with 0 μg/L diuron mass concentration had a 16.7% increase in growth rate and a 126% increase in photosynthetic rate, showing a

收稿日期: 2024-03-26; 修订日期: 2024-04-21

基金项目: 江苏省自然资源开发专项基金(海洋科技创新项目)(JSZRHYKJ202206); 江苏省现代渔业产业研究体系(JATS[2023]478)

作者简介: 贺闯(1991—), 男, 硕士研究生, 研究方向为海洋藻类生物学, (E-mail) 529374496@qq.com。

通信作者: 徐军田(1979—), 男, 教授, 博士, 研究方向为海洋藻类生物学, (E-mail) jtxu@jou.edu.cn。

significant positive effect. Under low carbon conditions, medium and high mass concentrations of diuron decreased the growth rate of *Chlorella* sp. by 15.0% and 29.0%, respectively, and the photosynthetic rate by 28.5% and 44.6%, respectively. There was a clear interaction between CO<sub>2</sub> and diuron. Under the combined effect of high CO<sub>2</sub> and high mass concentration of diuron, the growth rate of *Chlorella* sp. decreased by 27.2%, indicating that diuron can counteract the positive effect of CO<sub>2</sub> on *Chlorella* sp. The study reveals that in the context of future rising atmospheric CO<sub>2</sub> levels, acidification exacerbates the toxic effects of diuron on *Chlorella* sp., further reducing the primary productivity of aquatic phytoplankton, posing a threat to the stability and health of aquatic ecosystems.

**Key words:** *Chlorella* sp.; CO<sub>2</sub>; diuron; photosynthesis; combined effect

## 0 引言

由于人类活动的影响,大气 CO<sub>2</sub> 水平不断升高,从工业革命前的 280 ppm 上升至当前的 423 ppm ([https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/gl\\_trend.html](https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/gl_trend.html))。大气 CO<sub>2</sub> 水平上升引起的环境变化,如海洋酸化、水体碳酸盐系统失衡等,对水生生物的生命活动和水域生态系统的稳定产生重大影响<sup>[1-2]</sup>。环境 CO<sub>2</sub> 水平的升高对浮游植物的生理过程具有广泛的正负效应,进而影响其在生态系统中的功能。一方面,高水平 CO<sub>2</sub> 能提高水体中的饱和碳,显著提高淡水中藻类的生长速率、光合速率和呼吸速率<sup>[3]</sup>。另一方面,海洋酸化导致海水中碳酸钙饱和度降低,这对依赖碳酸钙进行钙化的浮游植物造成了不利影响<sup>[4-6]</sup>。同时,酸化已被证明增加了某些硅藻物种的紫外线光抑制作用<sup>[7]</sup>,并减少了高光强下硅藻为主的浮游植物组合的初级产量<sup>[8]</sup>,对水生生态系统的结构和功能产生重要影响。因此,CO<sub>2</sub> 对浮游植物的总体效应取决于上述正负效应的平衡<sup>[9]</sup>。

敌草隆 (Diuron) 为苯胺类化合物,是除草剂和抗藻防污涂料的主要成分,当前被广泛应用于农业除草以及船舶制造业。其化学性质稳定,具有环境持久性,是主要的有机污染物<sup>[10-11]</sup>。敌草隆可通过排污或雨水冲刷等直接或间接地汇聚到全球的水域生态系统中,目前,在我国长江口水域检测出的敌草隆质量浓度已高达 182.4~439.4 ng/L<sup>[12]</sup>。敌草隆质量浓度的增加,将对水体中浮游植物的光合作用和生长产生显著影响<sup>[13]</sup>,进而对整个水域生态环境造成严重威胁。研究发现,敌草隆在被浮游植物吸收后,可与其光合电子传递链中的 QB 位点结合,进而阻断光系统 II (PSII) 中的光合电子传递,抑制光合作用的效率<sup>[14]</sup>,这种对光合电子传递的损害也将导

致类囊体中由叶绿素吸收的能量过剩,促进活性氧 (ROS) 的产生,进一步影响浮游植物细胞的生理代谢和生长发育<sup>[15]</sup>。

浮游植物,是全球重要的初级生产力,在维持水体生态平衡及支持水生生物的生产繁衍方面发挥着不可替代的作用<sup>[16-17]</sup>。小球藻为一种单细胞微藻,其体积小,繁殖速度快,在各领域展示了广阔的应用前景,比如生物固碳、生态修复和生物能源等<sup>[18]</sup>。小球藻在生长过程中通过光合作用产生大量的生物质,可用于生产生物燃料、生物油和生物气体,被认为是一种重要的生物质能源来源。同时,小球藻在生物质生产的过程中吸收大量的 CO<sub>2</sub> 有助于减少温室气体排放,被用于碳中和与空气净化技术<sup>[19]</sup>,另外,小球藻能够吸收水中的营养盐和有机污染物,可以用于水体修复和废水处理,减少水体富营养化和水质污染,维持水域生态系统平衡<sup>[20-21]</sup>。

随着全球气候的变化,生物群受到多种环境因素的驱动作用,而不是单纯的一种。此前的研究从单一因素,如酸化、变暖、紫外辐射等因素探究对浮游植物的影响<sup>[22]</sup>,逐渐转向多重因素的交互作用对生物群的影响<sup>[23-24]</sup>。本实验模拟未来水体酸化背景下,敌草隆对淡水小球藻的生长、光合速率和呼吸速率等生理特性的影响。其结果有助于揭示在未来大气 CO<sub>2</sub> 水平升高的背景下,敌草隆与 CO<sub>2</sub> 对小球藻光合生理的单独与交互影响规律。

## 1 材料与方法

### 1.1 藻种培养条件及实验设计

实验所用的小球藻 (*Chlorella* sp.) 来自于江苏海洋大学藻类生物学实验室自主分离纯化的普通小球藻。在高温灭菌的淡水中添加 BG11 培养基进行半连续培养,通过植物光照培养箱 (GXZ-500C,

江南)控制培养条件。培养条件为温度 20 °C, 光强 150  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ , 光暗周期比 12:12 h。每隔 48 h 稀释一次藻液以保持小球藻处于指数生长期。

实验中两个  $\text{CO}_2$  水平分别为: 420  $\mu\text{atm}$  (低碳, LC), 当前大气  $\text{CO}_2$  水平; 1 000  $\mu\text{atm}$  (高碳, HC), 模拟 2100 年大气  $\text{CO}_2$  水平。基于根据上海长江近岸口沿岸监测点的敌草隆范围(182.4~439.4  $\text{ng}/\text{L}$ )<sup>[12]</sup>。本实验设置 4 个敌草隆质量浓度(对照: 0  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; 低质量浓度: 0.2  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; 中质量浓度: 1  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; 高质量浓度: 5  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), 每组处理 3 个重复。高碳处理的  $\text{CO}_2$  水平使用纯  $\text{CO}_2$  气体与空气在  $\text{CO}_2$  加富培养箱中混合达到预定水平后通入培养液中; 低碳处理的  $\text{CO}_2$  水平则直接通入空气, 并通过记泡器控制通气速度。本实验培养周期为 3 周 21 d, 每两天测定一次小球藻比生长速率, 待比生长速率相对稳定, 处理藻种用于实验其他参数测定。

### 1.2 比生长速率测定

每两天测定一次小球藻比生长速率, 取样后添加 10  $\mu\text{L}$  Lugol 试剂固定, 用浮游生物计数板(DSJ-01, 迅登仪器)在显微镜(DM500, 德国 Leica)下进行测定计数。通过测定第 12 d ( $t_0$ ) 与第 14 d ( $t_1$ ) 的藻细胞密度计算比生长速率, 公式为

$$\text{比生长速率} = (\ln N_1 - \ln N_0) / (t_1 - t_0)。$$

式中:  $N_1$  和  $N_0$  分别代表  $t_1$  和  $t_0$  时的细胞密度。

### 1.3 呼吸速率与光合速率测定

使用 Clark 氧电极(Oxygraph plus, 英国 Hansatech)测定呼吸速率和光合速率。通过对藻液按照 1:1 的比例进行稀释后取 2 mL 藻液样品加入氧电极反应室内, 记录氧含量变化。测定光合作用时光强为 150  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ , 通过卤素灯控制光照强度; 测定呼吸作用时光强为 0  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ , 通过遮光箱控制, 温度由恒温水浴箱(DHX-2005, 南京先欧仪器制造有限公司)控制为 20 °C。

### 1.4 叶绿素荧光参数测定

使用 AquaPen-C 荧光仪(AP-C100, Photon Systems Instruments)测定叶绿素荧光参数。饱和脉冲强度设置为 3 000  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 。用快速光响应曲线建立相对电子运输速率与光强的关系。测量中使用的光强分别为 10, 20, 50, 100, 300, 500 和 1 000  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 。参数拟合公式为

$$r\text{ETR} = \text{PAR} / (a \times \text{PAR}^2 + b \times \text{PAR} + c)。$$

式中: PAR 为光强( $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ );  $a, b, c$  为模型

参数<sup>[25]</sup>。根据 Eilers 等<sup>[26]</sup>的公式, 通过  $a, b$  和  $c$  分别计算出最大相对电子传递速率  $r\text{ETR}_{\text{max}}$ 、表观光能利用效率  $\alpha$  和饱和光强  $I_k$ 。

$$r\text{ETR}_{\text{max}} = 1 / (b + 2 \times \text{SQRT}(a \times c)),$$

$$\alpha = 1/c,$$

$$I_k = r\text{ETR}_{\text{max}} / \alpha。$$

### 1.5 色素含量测定

每个样品取 100 mL 藻液, 通过真空泵浓缩过滤到 GF/F 膜(Waterman, 德国), 添加 5 mL 无水甲醇放入 4 °C 黑暗环境中过夜处理后经离心机(5 000 g, 10 min)离心, 取上清液在酶标仪中(ReadMax 1900 Plus, 上海闪谱生物科技有限公司)分别测定 480, 510, 652, 665 和 750 nm 处的吸收值。叶绿素 a 和类胡萝卜素的质量浓度参考 Ritchie<sup>[27]</sup> 和 Strickland 等<sup>[28]</sup>, 计算公式为

$$\rho(\text{Chl a}) = 16.5169 \times (A_{665} - A_{750}) - 8.0962 \times (A_{652} - A_{750}),$$

$$\rho(\text{Car.}) = 7.6 \times ((A_{480} - A_{750}) - 1.49 \times (A_{510} - A_{750}))。$$

### 1.6 数据分析

所有数据均表示为同一处理条件下 3 个重复的“平均值  $\pm$  标准差”。使用双因素方差分析(two-way ANOVA)检验  $\text{CO}_2$  与敌草隆对小球藻的比生长速率、呼吸速率、光合速率、色素含量的影响及交互作用, 置信水平设置为 95%。使用单因素方差(one-way ANOVA)分析不同质量浓度的敌草隆对小球藻的比生长速率、呼吸速率、光合速率、色素含量的显著性影响。使用独立样本 T 检验分析比较小球藻在不同  $\text{CO}_2$  水平处理间的比生长速率、呼吸速率、光合速率、色素含量的显著性差异。

## 2 结果

### 2.1 比生长速率

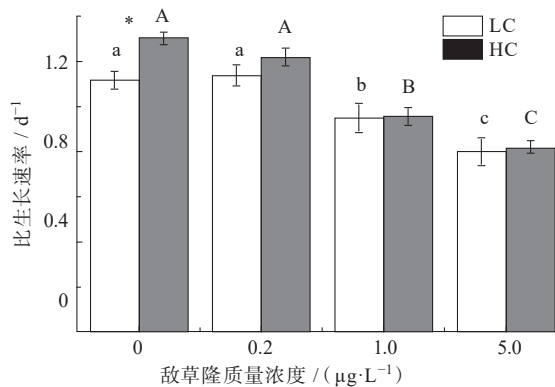
如图 1 所示, 在 0  $\mu\text{g}/\text{L}$  敌草隆组中, HC 能显著促进小球藻的比生长速率( $P < 0.05$ ), HC 下小球藻的比生长速率为  $1.30 \pm 0.03$ , 与 LC 下相比提高了 16.7%。在敌草隆浓度  $\geq 0.2 \mu\text{g}/\text{L}$  时, HC 无显著促进作用( $P > 0.05$ )。在 HC 条件下, 中、高质量浓度敌草隆( $\geq 1 \mu\text{g}/\text{L}$ )能显著抑制小球藻的比生长速率( $P < 0.05$ ), 小球藻的比生长速率分别为  $0.96 \pm 0.04$ ,  $0.81 \pm 0.03$ , 与对照组相比, 小球藻的比生长速率分别下降了 26.5% 和 37.6%。在 LC 条件下, 中、高质量浓度敌草隆( $\geq 1 \mu\text{g}/\text{L}$ )能显著抑制小球藻的比生长速率, 小球藻的比生长速率分别为  $0.95 \pm 0.06$ ,  $0.80 \pm 0.06$ , 与对照组相比分别下降了 15.0% 和

28.5%。同时, CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻的比生长速率 存在显著的交互作用(见表 1)。

表 1 CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻的比生长速率、呼吸速率、光合速率、叶绿素 a 及类胡萝卜素的双因素方差分析表  
Table 1 Two-way ANOVA of CO<sub>2</sub> and diuron on the growth rate, respiration rate, photosynthetic rate, chlorophyll a, and carotenoids of *Chlorella* sp.

类别	比生长速率		呼吸速率		光合速率		叶绿素 a		类胡萝卜素	
	F 值	P 值	F 值	P 值	F 值	P 值	F 值	P 值	F 值	P 值
CO <sub>2</sub>	15.58	<b>0.001</b>	47.58	<b>&lt;0.001</b>	47.58	<b>&lt;0.001</b>	2.547	0.130	0.052	0.823
敌草隆	110.08	<b>&lt;0.001</b>	23.07	<b>&lt;0.001</b>	23.07	<b>&lt;0.001</b>	38.896	<b>&lt;0.001</b>	7.047	<b>0.003</b>
CO <sub>2</sub> × 敌草隆	5.14	<b>0.011</b>	6.02	<b>0.006</b>	6.02	<b>0.006</b>	0.430	0.734	0.478	0.702

注: 加粗字表示存在显著差异 ( $P < 0.05$ )。



注: “\*”表示在同一敌草隆质量浓度下不同 CO<sub>2</sub> 水平之间有显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 不同字母表示在同一 CO<sub>2</sub> 水平下不同敌草隆质量浓度之间有显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 下同。

图 1 不同 CO<sub>2</sub> 水平与敌草隆质量浓度下的小球藻比生长速率  
Fig. 1 Specific growth rate of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and CO<sub>2</sub>

## 2.2 呼吸速率和光合速率

如图 2a 所示, 在 LC 条件下, 低、中质量浓度敌草隆对小球藻呼吸作用无显著影响 ( $P > 0.05$ ), 高质量浓度敌草隆能显著抑制小球藻的呼吸速率 ( $P < 0.05$ )。在 HC 条件下, 中、高质量浓度敌草隆能够显著抑制小球藻的呼吸速率 ( $P < 0.05$ ), 与 0 μg/L 敌草隆组相比分别下降了 60.0% 和 65.7%。在敌草隆质量浓度为 5 μg/L 时, 呼吸速率最低, 为 (0.08±0.000 81) pmol/(cell·h)。

如图 2b 所示, 在对照组中, 两种 CO<sub>2</sub> 水平下的小球藻光合速率存在显著性差异 ( $P < 0.05$ ), HC 显著促进了小球藻的光合速率上升, 为 (0.118±0.005) pmol/(cell·h), 与 LC 组相比提高了 126.6%。在实验组中, LC 条件下, 低质量浓度敌草隆对小球藻的光合速率无显著性影响 ( $P > 0.05$ ), 中、高质量浓度敌草隆能够显著抑制小球藻的光合速率 ( $P < 0.05$ ), 与 0 μg/L 敌草隆组相比分别下降了 28.5% 和 44.6%, 敌草隆质量浓度为 5 μg/L 时,

光合速率最低, 为 (0.029±0.006) pmol/(cell·h)。在 HC 条件下, 低质量浓度敌草隆对小球藻的光合速率无显著性影响 ( $P > 0.05$ ), 中、高质量浓度敌草隆能够显著抑制小球藻的光合速率 ( $P < 0.05$ ), 与 0 μg/L 敌草隆组相比分别下降了 47.4% 和 67.3%, 敌草隆质量浓度为 5 μg/L 时, 光合速率最低, 为 (0.039±0.002) pmol/(cell·h)。整体上, 小球藻呼吸速率和光合速率随敌草隆质量浓度的增加呈下降趋势。CO<sub>2</sub> 与敌草隆分别对小球藻的呼吸速率和光合速率存在极显著影响 ( $P < 0.01$ ), 同时两者对小球藻的呼吸速率与光合速率均存在显著的交互作用 ( $P < 0.05$ ) (见表 1)。

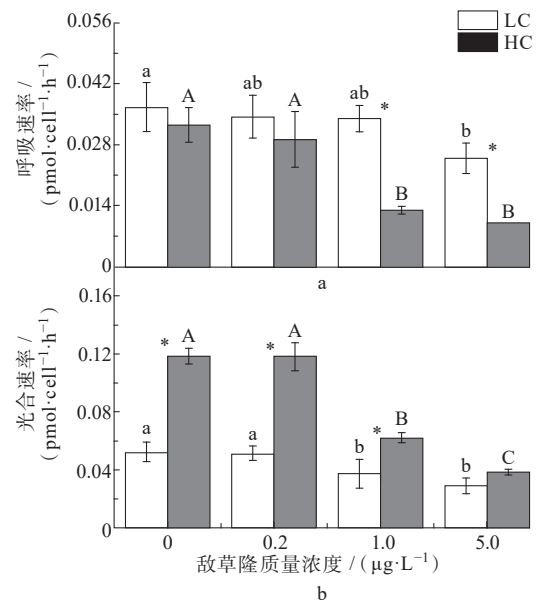


图 2 在不同 CO<sub>2</sub> 与敌草隆质量浓度下的小球藻呼吸速率 (a) 和光合速率 (b)  
Fig. 2 Respiratory rate (a) and photosynthetic rate (b) of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and CO<sub>2</sub>

## 2.3 叶绿素荧光参数

如图 3 所示, 小球藻相对电子传递速率随光强的

增加逐渐增大,当光强大于  $400 \mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$  时,逐渐趋于平衡,同时,随敌草隆质量浓度的增加,相对电子传递速率逐渐降低。在 LC 条件下,低敌草隆质量浓度对最大相对电子传递速率与饱和光强有明显的正面效应,中、高敌草隆质量浓度有显著的抑制作用 ( $P<0.05$ )。在最高质量浓度  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时,最大相对电子传递速率与饱和光强分别为  $36\pm 3.5$ ,  $138\pm 23$ ,与对照组相比分别下降了  $54.3\%$  和  $33.5\%$ 。在 HC 情况下,最大相对电子传递速率和饱和光强随敌草隆质量浓度的升高而降低,在最高质量浓度  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时,分别为  $32\pm 2.0$ ,  $137\pm 21$ ,与  $0 \mu\text{g}/\text{L}$  敌草隆组相比分别下降了  $62.2\%$  和  $40.8\%$  (见表 2)。如图 4 所示,HC 对小球藻的最大量子产率无显著性影响 ( $P>0.05$ ),敌草隆随质量浓度的升高,能显著抑制小球藻的最大量子产率 ( $P<0.05$ )。在 LC 条件下,敌草隆质量浓度为  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时小球藻最大量子产率最低,为  $0.54\pm 0.02$ ,

与对照组相比下降了  $24.3\%$ 。在 HC 条件下,敌草隆质量浓度为  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时最大量子产率最低,为  $0.56\pm 0.02$ ,与  $0 \mu\text{g}/\text{L}$  敌草隆组相比下降了  $20.4\%$ 。

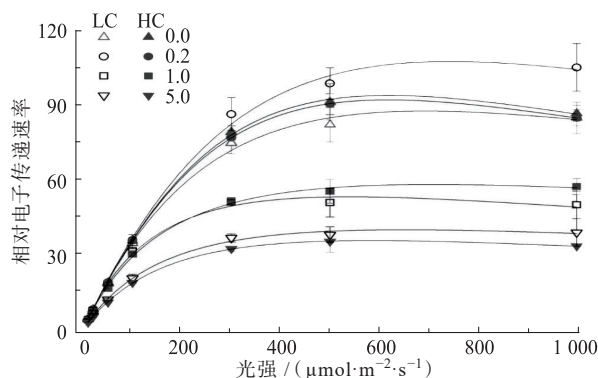


图 3 在不同  $\text{CO}_2$  与敌草隆质量浓度下的小球藻相对电子传递速率

Fig. 3 Relative electron transfer rate of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and  $\text{CO}_2$

表 2 不同  $\text{CO}_2$  与敌草隆质量浓度下小球藻的表观光能利用效率、最大相对电子传递速率和饱和光强  
Table 2 Apparent light energy utilization efficiency, maximum relative electron transfer rate, and saturation light intensity of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and  $\text{CO}_2$

敌草隆质量浓度 / ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{CO}_2$ 水平	表观光能利用效率 $\alpha$	最大相对电子传递速率 $r\text{ETR}_{\text{max}}$	饱和光强 $I_k / (\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1})$
0	LC	$0.38\pm 0.01^{\text{aA}}$	$79\pm 4.4^{\text{cC}}$	$208\pm 15^{\text{aE}}$
	HC	$0.37\pm 0.01^{\text{aB}}$	$85\pm 5.0^{\text{aD}}$	$232\pm 20^{\text{aF}}$
0.2	LC	$0.38\pm 0.04^{\text{aA}}$	$102\pm 7.5^{\text{bC}^*}$	$270\pm 20^{\text{bE}^*}$
	HC	$0.37\pm 0.01^{\text{aB}}$	$83\pm 4.1^{\text{aD}}$	$227\pm 12^{\text{aF}}$
1	LC	$0.42\pm 0.06^{\text{aA}}$	$49\pm 0.4^{\text{cC}}$	$118\pm 16^{\text{cE}}$
	HC	$0.39\pm 0.02^{\text{aB}}$	$53\pm 2.7^{\text{bD}}$	$137\pm 13^{\text{bF}}$
5	LC	$0.27\pm 0.03^{\text{bA}}$	$36\pm 3.5^{\text{dC}}$	$138\pm 23^{\text{cE}}$
	HC	$0.24\pm 0.02^{\text{bB}}$	$32\pm 2.0^{\text{dD}}$	$137\pm 21^{\text{bF}}$

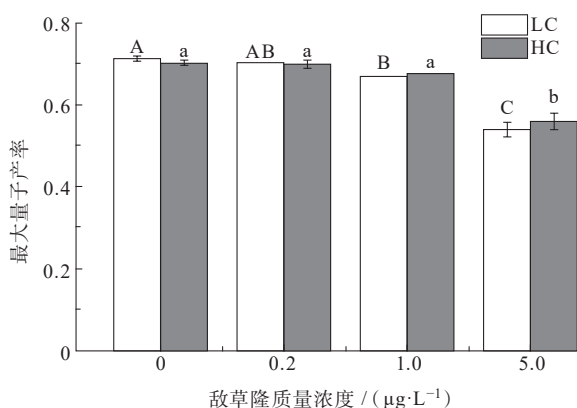


图 4 不同  $\text{CO}_2$  与敌草隆质量浓度下的小球藻最大量子产率  
Fig. 4 Maximum photochemical efficiency of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and  $\text{CO}_2$

## 2.4 色素含量

如图 5 所示,在敌草隆质量浓度为  $1 \mu\text{g}/\text{L}$

时,  $\text{CO}_2$  能显著提高小球藻叶绿素 a 的质量浓度 ( $P<0.05$ )。小球藻叶绿素 a 的质量浓度随敌草隆质量浓度的升高逐渐降低,在 LC 条件下,敌草隆质量浓度  $\geq 1 \mu\text{g}/\text{L}$  时,能显著抑制小球藻叶绿素 a 的质量浓度 ( $P<0.05$ ),在敌草隆质量浓度为  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时,叶绿素 a 的质量浓度最低,为  $(0.092\pm 0.03) \text{pg}/\text{cell}$ ,与对照组相比下降了  $65.7\%$ 。在 HC 条件下,敌草隆质量浓度  $\geq 0.2 \mu\text{g}/\text{L}$  时,显著降低了小球藻叶绿素 a 的质量浓度 ( $P<0.05$ ),在敌草隆质量浓度为  $5 \mu\text{g}/\text{L}$  时,叶绿素 a 的质量浓度最低,为  $(0.12\pm 0.02) \text{pg}/\text{cell}$ ,与  $0 \mu\text{g}/\text{L}$  敌草隆组相比下降了  $57.0\%$ 。 $\text{CO}_2$  对小球藻类胡萝卜素的含量无显著性影响 ( $P>0.05$ )。在 LC 条件下,小球藻类胡萝卜素的含量随敌草隆质量浓度的升高无显著性差异 ( $P>0.05$ )。在 HC 条件下,类胡萝卜素的含量随敌草隆质量浓度的

升高逐渐降低,在敌草隆质量浓度为 5  $\mu\text{g/L}$  时,类胡萝卜素的质量浓度最低,为  $(0.10\pm 0.01)$   $\text{pg/cell}$ ,与 0  $\mu\text{g/L}$  敌草隆组相比下降了 38.9% (见图 5)。

如表 1 所示,敌草隆对小球藻叶绿素 a 与类胡萝卜素的质量浓度存在显著性影响 ( $P<0.05$ ),CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻的叶绿素 a 和类胡萝卜素的质量浓度无显著性交互作用 ( $P>0.05$ )。

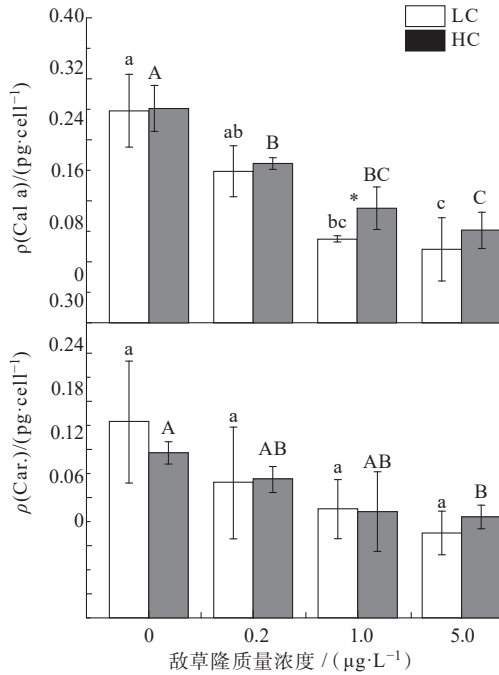


图 5 在不同 CO<sub>2</sub> 水平与敌草隆质量浓度下小球藻的叶绿素 a 与类胡萝卜素质量浓度

Fig. 5 Chlorophyll a and carotenoids content of *Chlorella* sp. under different mass concentrations of diuron and CO<sub>2</sub>

### 3 讨论

浮游植物应对大气 CO<sub>2</sub> 水平升高的生理响应,不同物种间有着较大差异,对于淡水绿藻,已有研究表明,CO<sub>2</sub> 水平升高可促进陆生蓝藻、淡水绿藻以及某些海产藻类的生长<sup>[29-30]</sup>。在本研究中,CO<sub>2</sub> 浓度升高显著提升了小球藻的生长和光合速率,体现出显著的正面效应,这与此前的研究结果一致。在低敌草隆质量浓度下,小球藻的生长速率、光合速率和呼吸速率与对照组相比无显著差异,表明此种小球藻可以耐受较低质量浓度的敌草隆 (0.2  $\mu\text{g/L}$ ),这可能与小球藻的细胞体积较小及暴露时间有关。有研究发现,在沿海浮游植物群落中,较小的细胞对有机污染物更为耐受<sup>[31]</sup>,另外,细胞膜的脂质含量也是决定不同物种间对污染物毒性效应差异的重要原因<sup>[32]</sup>。

叶绿素存在于类囊体中,是含量最多的一类色素,它能捕获光能,并将光能以诱导共振的方式传递至色素反应中心,所以色素含量的多少必将影响光合作用的效率。实验中无论低碳组与高碳组,小球藻细胞内叶绿素 a 的质量浓度都随敌草隆质量浓度的升高而下降,这标志着光合作用反应中心复合体有所减少<sup>[33]</sup>,这与 Stachowski-Haberkorn<sup>[34]</sup>的研究结果一致,说明敌草隆可能破坏了光合系统的完整性,影响了 PSII 的活性,而 PSII 活性降低可以作为光合速率降低的指标<sup>[35]</sup>。实验中在中、高敌草隆质量浓度下,PSII 的最大量子产率受到敌草隆的影响,生长速率、光合速率和呼吸速率也显著下降。同时,最大相对电子传递速率和最大饱和光强也随敌草隆质量浓度的升高而下降。在本实验中,高碳条件下,小球藻的生长速率提高 16.7%、光合速率提高 126.5%,呈现显著的正面效应。中、高质量浓度敌草隆分别使小球藻的生长速率降低 15.0% 和 28.5%,光合速率降低 28.5% 和 44.6%,表明了敌草隆可通过扰乱藻类电子链传递以及抑制色素合成从而抑制机体光合作用,最终影响藻细胞的生长。

在自然生态系统中,生物所面临的环境变动往往是多重的,比如温度与光照的周期变动是同时发生的,以及同时暴露于多种污染物之下。因此,相比于关注单个环境因子,探究多重环境因子对浮游植物的复合作用更具有生态学意义。一项关于多种非生物因素对绿藻的生长影响研究表明,非生物因素的增加,会与 CO<sub>2</sub> 升高协同作用进而带来影响<sup>[36]</sup>。如紫外辐射与海洋酸化协同作用也被证明增加了对某些硅藻的抑制作用,并减少浮游植物的初级生产力<sup>[14]</sup>。因此,在与其他条件的协同作用下,酸化的正面效应受到抑制,可能会加剧有机污染物对浮游植物的不利影响<sup>[37]</sup>。正如本研究中,在敌草隆质量浓度为 0  $\mu\text{g/L}$  时,CO<sub>2</sub> 能显著促进小球藻的生长速率和光合速率,在添加敌草隆之后,中、高质量浓度的敌草隆,能显著抑制高碳水平下小球藻的生长速率、光合速率和呼吸速率,表明敌草隆能降低 CO<sub>2</sub> 对小球藻的正面效应,且敌草隆与 CO<sub>2</sub> 存在显著的交互作用 (见表 1)。

综上所述,在高碳条件下,敌草隆对小球藻的生长速率、光合速率、最大量子产率均有不利影响,中、高敌草隆质量浓度对小球藻生理性能有显著抑制影响。这些结果表明,敌草隆能降低 CO<sub>2</sub> 对小球藻的正面效应。在未来大气 CO<sub>2</sub> 水平升高的条件

下, CO<sub>2</sub> 与敌草隆对小球藻存在显著的交互作用, 降低小球藻的生长、光合速率。随着现代农业以及船舶制造业的发展, 大量敌草隆汇入江河湖海导致质量浓度的持续升高, 这将对无处不在的小球藻产生严重影响, 进而可能降低水域中初级生产力, 对水生生态系统带来不良影响。

#### 参考文献:

- [1] DUTKIEWICZ J, MORRIS M, FOLLOWS J, et al. Impact of ocean acidification on the structure of future phytoplankton communities [J]. *Nature Climate Change*, 2015, 5 (11): 1002-1007.
- [2] CAI Weijun, RICHARD A. FEELY J, et al. Natural and anthropogenic drivers of acidification in large estuaries [J]. *Annual Review of Marine Science*, 2021, 13 (1): 23-55.
- [3] LI Dengjin, ZHAO Quanyu. Study of carbon fixation and carbon partitioning of evolved *Chlorella* sp.'s strain under different carbon dioxide conditions [J]. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 2023, 48: 102655.
- [4] IEBESSELL U, ZONDERVAN I, ROST B, et al. Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO<sub>2</sub> [J]. *Nature*, 2000, 407 (6802): 364-367.
- [5] GAO Kunshan, RUAN Z, VILLAFANE V, et al. Ocean acidification exacerbates the effect of UV radiation on the calcifying phytoplankton *Emiliana huxleyi* [J]. *Limnology and Oceanography*, 2009, 54 (6): 1855-1862.
- [6] GAO Kunshan, ZHENG Yangqiao. Combined effects of ocean acidification and solar UV radiation on photosynthesis growth pigmentation and calcification of the coralline alga *Corallina sessilis* (Rhodophyta) [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16 (8): 2388-2398.
- [7] SOBRINO C, WARD M, NEALE P, et al. Acclimation to elevated carbon dioxide and ultraviolet radiation in the diatom *Thalassiosira pseudonana*: effects on growth, photosynthesis, and spectral sensitivity of photoinhibition [J]. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53 (2): 494-505.
- [8] GAO Kunshan, XU Juntian, GAO Guang, et al. Rising CO<sub>2</sub> and increased light exposure synergistically reduce marine primary productivity [J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2 (7): 519-523.
- [9] 高坤山. 海洋酸化正负效应藻类的生理学响应 [J]. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2011, 50 (2): 411-417.
- [10] 梁艺怀, 刘敏, 邓芸芸, 等. 船舶防污漆杀生活性物质敌草隆的上海港区环境风险评价 [C] // 中国毒理学会第四届中青年学者科技论坛论文集. 银川: 中国毒理学会, 2014.
- [11] 杨益军. 敌草隆市场现状和未来预测分析 [J]. *营销界*, 2014, 3 (2): 74-76.
- [12] 罗大松, 杨红, 王春峰. 长江口上海近岸海域敌草隆空间分布特征及生态风险评估 [J]. *上海海洋大学学报*, 2024, 33 (1): 150-160.
- [13] METZ J, PAKRASI H, SEIBERT M, et al. Evidence for a dual function of the herbicide-binding D1 protein in photosystem II [J]. *FEBS Letters*, 1986, 205 (2): 269-274.
- [14] VAN RENSEN J J S. Herbicides interacting with photosystem II [M] // DODGE A D. *Herbicides and Plant Metabolism*. Cambridge: Cambridge University Press, 1989.
- [15] BACKHAUS T, FAUST M, SCHOLZE M, et al. Joint algal toxicity of phenylurea herbicides is equally predictable by concentration addition and independent action [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 23 (2): 258-264.
- [16] FIELD C, BEHRENFELD M, RANDERSON J, et al. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components [J]. *Science*, 1998, 281 (5374): 237-240.
- [17] FALKOWSKI P. Ocean Science: the power of plankton [J]. *Nature*, 2012, 483 (7387): S17-20.
- [18] 单俊秀, 张平, 刘丽丽. 小球藻的应用研究进展 [J]. *科技风*, 2010 (1): 233.
- [19] 莫壮洪, 朱俊英. 微藻生物固碳技术在碳中和中的应用及潜在价值 [J]. *石油炼制与化工*, 2024, 55 (1): 98-110.
- [20] 周浩媛, 陈军, 盛彦清. 微藻技术在污水处理中的应用与展望 [J]. *环境科学与技术*, 2020, 43 (11): 160-171.
- [21] SALGUEIRO J, PEREZ L, MACEIRAS R, et al. Semicontinuous culture of *Chlorella vulgaris* microalgae for wastewater treatment [J]. *International Journal of Environmental Research*, 2018, 12: 765-772.
- [22] GAO Kunshan, ZHANG Yong, DONAT P. Individual and interactive effects of ocean acidification, global

- warming, and UV radiation on phytoplankton [J]. *Journal of Applied Phycology*, 2018, 30: 743-759.
- [23] BRENNAN G, COLLINS S. Growth responses of a green alga to multiple environmental drivers [J]. *Nature Climate Change*, 2015, 5 (9) : 892-897.
- [24] VAN M, THÉBAULT E, RADCHUK V, et al. Predicting effects of multiple interacting global change drivers across trophic levels [J]. *Global Change Biology*, 2023, 29 (5) : 1223-1238.
- [25] WU Yaping, BEARDALL J, GAO Kunshan. Physiological responses of a model marine diatom to fast pH changes: special implications of coastal water acidification [J]. *PLoS One*, 2015, 10 (10) : 141-163.
- [26] EILERS P, PEETERS J. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton [J]. *Ecological Modelling*, 1988, 42(3/4): 199-215.
- [27] RITCHIE R J. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents [J]. *Photosynthesis Research*, 2006, 89 (1) : 27-41.
- [28] STRICKLAND J D H, PARSONS T R. A practical hand book of seawater analysis [M]. Fisheries Research Board of Canada, 1972.
- [29] YANG Ying, GAO Kunshan. Effects of CO<sub>2</sub> concentrations on the freshwater microalgae, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyta) [J]. *Journal of Applied Phycology*, 2003, 15: 379-389.
- [30] HIBA B, ELODIE L, PATRICE G, et al. Structural and functional Responses of coastal marine phytoplankton communities to PAH mixtures [J]. *Chemosphere*, 2018, 209: 908-919.
- [31] SIKKEMA J, DE BONT J, POOLMAN B. Mechanisms of membrane toxicity of hydrocarbons [J]. *Microbiological Reviews*, 1995, 59 (2) : 201-222.
- [32] GAO Guang, LIU Yameng, XU Juntian, et al. An ocean acidification acclimated green tide alga is robust to changes of seawater carbon chemistry but vulnerable to light stress [J]. *PLoS One*, 2016, 11 (12) : e0169040.
- [33] BJÖRKMAN O. Responses to Different Quantum Flux Densities [M]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1981.
- [34] STACHOWSKI-HABERKORN S, JEROME M, ROUXEL J, et al. Multigenerational exposure of the microalga *Tetraselmis suecica* to diuron leads to spontaneous long-term strain adaptation [J]. *Aquatic Toxicology*, 2013, 140: 380-388.
- [35] BRENNAN G, COLLINS S. Growth responses of a green alga to multiple environmental drivers [J]. *Nature Climate Change*, 2015, 5 (9) : 892-897.
- [36] SOBRINO C, WARD M, NEALE P. Acclimation to elevated carbon dioxide and ultraviolet radiation in the diatom *Thalassiosira pseudonana*: effects on growth, photosynthesis, and spectral sensitivity of photoinhibition [J]. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53 (2) : 494-505.
- [37] LI Futian, JIANG Lele, WANG Hongbin. Combined effects of seawater acidification and benzo (a) pyrene on the physiological performance of the marine bloom-forming diatom *Skeletonema costatum* [J]. *Marine Environmental Research*, 2021, 169: 105396.

(责任编辑: 李琴)