

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2017.06.15

镉胁迫对铜绿微囊藻的抑制作用及 营养盐浓度对其的减缓效应

倪利晓¹, 陈春明¹, 马艳艳²

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 江苏科易达环保科技有限公司, 江苏 盐城 224000)

摘要:为研究镉胁迫对铜绿微囊藻的生长和生理特征影响, 评估氮、磷在减缓镉胁迫中作用, 将处于指数生长期的铜绿微囊藻接种于不同的镉胁迫浓度和3种营养盐水平下96 h。结果表明, 当镉浓度小于10 $\mu\text{mol/L}$, 随着氮、磷浓度增大, 藻的生物量、比生长速率、叶绿素a、可溶性蛋白、可溶性糖的浓度和超氧化物歧化酶活性随之增加, 然而在镉浓度为10 $\mu\text{mol/L}$ 时铜绿微囊藻的这些指标含量基本相同, 但类胡萝卜素只有在镉浓度为10 $\mu\text{mol/L}$ 时才会出现明显的降低。

关键词:氮; 磷; 镉; 生理特征; 铜绿微囊藻; 镉胁迫

中图分类号: X172

文献标志码: A

文章编号: 1004-6933(2017)06-0096-06

Inhibitory effects of cadmium stress on *Microcystis aeruginosa* and the alleviation effects of nutrient concentrations

NI Lixiao¹, CHEN Chunming¹, MA Yanyan²

(1. College of Environmental, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Jiangsu Keyida Environmental Protection Technology Co., Ltd, Yancheng 224000, China)

Abstract: The aim of this study was to investigate the effects of cadmium (Cd) stress on growth and physiological traits in cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* (*M. aeruginosa*) and to evaluate the role of nitrogen (N) and phosphorus (P) in cadmium stress alleviation. *Microcystis aeruginosa* in exponential growth stage was inoculated with different Cd stress concentrations and 3 kinds of nutritive salt for 96h. When cadmium concentration was less than 10 $\mu\text{mol/L}$, with the increase of the concentration of nitrogen and phosphorus, cadmium stress caused an enhancement in biomass, specific growth rate, chlorophyll-a (Chl-a), soluble protein, soluble sugar and superoxide dismutase (SOD) activity, and basically the same concentration occurred to the above indexes at 10 $\mu\text{mol/L}$ Cd. The carotenoids had obvious decline just when *M. aeruginosa* were exposed to 10 $\mu\text{mol/L}$ Cd.

Key words: nitrogen; phosphorus; cadmium; physiological traits; *microcystis aeruginosa*; Cd stress

随着人类生产生活、工业等的快速发展, 生活污水、工业废水和农业废水造成的水体富营养化日益严重, 成为我国大多水体普遍面临的环境问题^[1], 其中, N和P是最主要的营养盐, 往往导致藻类疯长, 形成水华、赤潮等。太湖是我国富营养化最严重的湖泊之一, 蓝藻水华频繁发生。铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 是蓝藻水华的主要藻种。影

响铜绿微囊藻生长的因素有很多, 例如温度、光照、营养盐、有机物等环境因素^[2]。

重金属具有毒性大、难降解、易累积等性质, 对水生生态系统的健康构成严重威胁, 沉积物重金属污染已经引起广泛关注, 镉 (Cd) 是环境中对植物、动物以及人类毒性最强的过度金属元素之一^[3]。营养盐与重金属共存时, 会对水华蓝藻的生长及生

理产生影响。关于 N、P 与重金属对铜绿微囊藻生物量影响的研究较多^[4],但对其生理作用机制研究较少。本文以水华蓝藻铜绿微囊藻为实验藻种,研究 N、P 营养盐浓度改变情况下,Cd 对铜绿微囊藻的生长及生化指标的影响,以期为进一步研究铜绿微囊藻吸附 Cd 的生理生化机制奠定理论基础。

1 实验材料与方法

1.1 藻的培养

铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*, FACHB³-905) 购自中国科学院水生生物研究所淡水藻种库。实验前,使用 BG-11 培养基^[5] 预培养 7 ~ 10 d,使之处于对数生长期。培养条件:光照强度为 40 ~ 60 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,光暗比为 14/10,温度为 25℃,静置培养,每天摇动若干次。实验前部分藻种饥饿培养 3 d,后将藻种以 5 000 r/min 离心后用质量浓度为 15 mg/L 的 NaHCO_3 溶液洗涤 2 次,去掉上清液后接种至含不同浓度 N、P 的培养基中驯化扩大培养 14 d。

1.2 实验设计

以 BG-11 培养基为基础,其他营养元素浓度不变,只改变 N、P 浓度,并设置高、中、低 3 个营养盐水平,用 NaNO_3 和 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 调控 N、P 质量浓度,依次分别为 123.5 mg/L、3.56 mg/L;12.35 mg/L、0.356 mg/L;1.235 mg/L、0.035 6 mg/L。实验用 250 mL 的锥形瓶,均放入 150 mL 不同营养盐浓度的培养液,将准备好的处于对数生长期的铜绿微囊藻接种于不同 N、P 浓度培养基中,并控制初始藻相对质量密度为 0.2,并用 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 设置 Cd 浓度分别为:0.1、2、4、10 $\mu\text{mol}/\text{L}$,每组设 3 个平行,每天定时人工摇动 3 次,每隔 24 h 于 680 nm 波长处测吸光度 (O_{680}),并在 96 h 时测各生理指标。

1.3 生理指标测定

1.3.1 比生长速率的测定

为了评估铜绿微囊藻的生长,按照式(1)计算每个实验组的比生长速率^[6]:

$$\mu = \ln(X_n/X_{n-1})/(t_n - t_{n-1}) \quad (1)$$

式中: μ 为比生长速率,1/d; X_n 为 t_n 时刻藻细胞密度,个/mL。

1.3.2 光合色素的测定

叶绿素(Chl-a)是藻类进行光合作用的色素,植物、藻类等生物在遭受环境胁迫时,反映其光合强度的 Chl-a、胡萝卜素等色素会发生变化。Chl-a 的测定参照 Eullaffroy 等^[7] 的方法并加以改进,即取 50 mL 藻液,4 000 r/min 离心 10 min,弃上清液,使用蒸馏水洗涤 2 次后,用 95% 乙醇定容至 5 mL,避光,置于 4℃ 下提取 24 h。取上清液放入 1 cm 比

色杯,以 95% 乙醇为空白,用分光光度计测定波长 470 nm、665 nm 和 750 nm 时的吸光度。根据 $\rho(\text{Chl-a})$ 和类胡萝卜素在 95% 乙醇吸光系数而建立的公式来计算 Chl-a 和类胡萝卜素的质量浓度 $\rho(X \cdot C)$ ^[8]:

$$\rho(\text{Chl-a}) = 11.93(O_{665} - O_{750}) \quad (2)$$

$$\rho(X \cdot C) = [1000O_{470} - \rho(\text{Chl-a})]/245 \quad (3)$$

式中: O_{665} 、 O_{750} 、 O_{470} 分别为波长为 665、750、470 nm 时的吸光度。

1.3.3 可溶性蛋白和可溶性糖的测定

可溶性蛋白含量的测定参照 Bradford^[9] 的方法。取一定量(30 ~ 50 mL)的藻液,4 000 r/min 离心 10 min,弃上清液,使用蒸馏水洗涤 2 次后,超声波破碎 10 min,11 000 r/min 下离心 15 min,上清液即为提取液,用于测可溶性蛋白和可溶性糖。用牛血清蛋白质溶液做标准曲线,准确取 1 mL 蛋白提取液于试管中,再加入 5 mL 考马斯亮蓝 G-250 试剂,充分混合后放置 2 min,以加入蒸馏水的考马斯亮蓝 G-250 的溶液为对照,在 595 nm 波长下比色,在标准下计算蛋白质浓度。

可溶性糖采用苯酚法测定^[10]。用蔗糖溶液做标准曲线,吸取 2 mL 可溶糖提取液于试管中,按顺序分别加入 5% 苯酚溶液 0.5 mL,浓 H_2SO_4 5 mL,然后摇匀,并室温放置 30 min,显色,在 485 nm 波长处测定吸光度,可溶性糖含量由标准曲线查出。

1.3.4 超氧化物歧化酶的测定

超氧化物歧化酶活性(super oxide dismutase, SOD)测定参照 Beauchamp 的方法^[11]。取一定量(30 ~ 50 mL)的藻液,4 000 r/min 离心 10 min,弃上清液,使用 pH = 7.8 的 50 mmol 磷酸缓冲溶液洗涤 2 次后,超声波破碎 10 min,在 4℃、11 000 r/min 下离心 15 min,上清液即为酶提取液。取 1 mL 粗酶液,依次加入 0.8 mL 磷酸缓冲溶液(50 mmol/L, pH = 7.8),0.3 mL 甲硫氨酸溶液(130 mmol/L),0.3 mL Na_2EDTA 溶液(100 $\mu\text{mol}/\text{L}$),0.3 mL 核黄素溶液(20 $\mu\text{mol}/\text{L}$),0.3 mL 氮蓝四唑溶液 NBT(750 $\mu\text{mol}/\text{L}$)和 1 mL 酶提取液,总计 3 mL,置于 40 ~ 60 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 光照强度、25℃ 温度下反应 30 min。反应结束后移至黑暗环境终止反应。用未加核黄素的酶反应体系液作空白,未加酶液的反应体系做对照,在 560 nm 波长下分别测定各管的吸光度。根据在光照条件下 SOD 抑制 NBT 的还原作用来确定酶活性的大小,将 NBT 的还原抑制到对照组还原进程的 50% 时所需的酶量为 1 个酶活性,根据式(4)计算 SOD 的酶活性 A_{sod} 。

$$A_{\text{sod}} = \frac{2n(s-a)}{b-a} \quad (4)$$

式中: s 为样品照光后的吸光度; a 为未加酶反应液照光后吸光度; b 为未加酶反应液照光前吸光度; n 为酶液稀释倍数。

1.3.5 数据处理

用 origin 9.2 软件绘图,实验数据采用 SPSS13.0 软件处理。对照组和实验组之间采用单因素方差分析, $P < 0.05$ 表示有显著性差异; $P < 0.01$ 表示有极显著性差异。

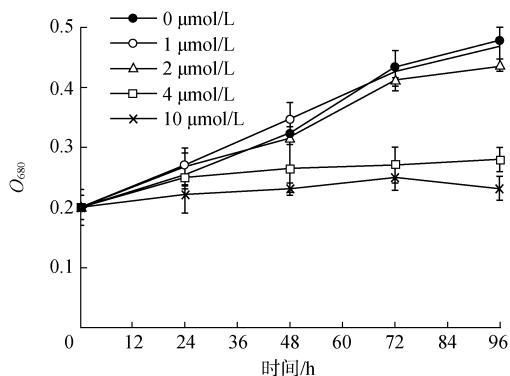
2 结果与分析

2.1 Cd 对铜绿微囊藻生长的影响

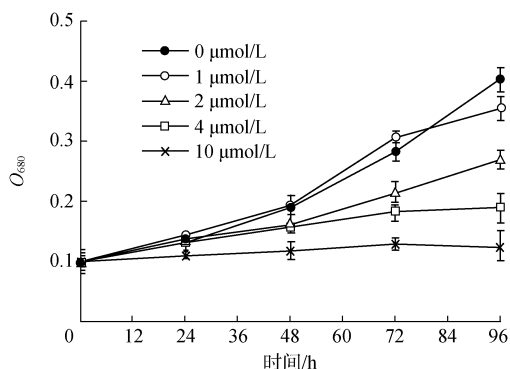
相关研究表明 O_{680} 和藻细胞数量有很好的相关性^[12],不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻生长和比生长速率的影响见图 1。由图 1(a)~(c)可以看出,Cd 对藻的生长抑制作用随着 Cd 浓度的增加逐渐增强。在低营养盐水平下,1、2 $\mu\text{mol/L}$ Cd 实验组藻数量与对照组相比变化不大,4、10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 实验组藻细胞数量明显降低($p < 0.05$)。在中、高营养盐水平下,1 $\mu\text{mol/L}$ Cd 与藻作用 96 h 后,藻细胞数量略高于对照组,说明 1 $\mu\text{mol/L}$ Cd 对藻的生长起着低促高抑的效果,即 Hormesis 效应^[13];2 $\mu\text{mol/L}$ Cd 对藻有明显的抑制作用,低、中、高营养盐水平下藻细胞数量分别是对照组藻细胞数量的 91.04%、66.92%、77.35%;4、10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 实验组藻细胞数目均低于同时期对照组($p < 0.01$),4 $\mu\text{mol/L}$ Cd 与藻胁迫时,低、中、高营养盐水平下藻细胞数量分别是对照组藻细胞数量的 48.44%、46.87%、54.93%,说明 4 $\mu\text{mol/L}$ Cd 对铜绿微囊藻的生长有较强的抑制作用;10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 胁迫使藻处于明显抑制状态,且营养盐浓度的提高也不能使抑制作用减弱,毒性减少,说明此时的 Cd 浓度已经超过了藻的最大耐镉含量。图 1(d)表明藻的比生长速率随着 Cd 浓度的增大逐渐降低,随 N、P 浓度的增大逐渐升高。由图 1 可说明 Cd 能抑制铜绿微囊藻的生长,且浓度越大抑制作用越强,而营养盐含量的增大有助于减缓 Cd 对藻的抑制作用,当 Cd 浓度超过藻类最大耐镉量时,Cd 的毒性致使藻类大量死亡,N、P 浓度的提高对此也毫无影响。

2.2 Cd 对光合色素含量影响

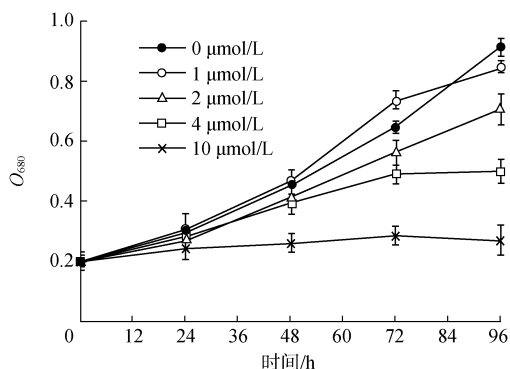
Chl-a 和类胡萝卜素都是藻类进行光合作用的色素,其含量的变化在一定程度上可以反映胁迫作用对藻类光合作用的影响。由图 2(a)可以看出,在低营养盐水平下,1 $\mu\text{mol/L}$ Cd 的加入使 Chl-a 的含量略高于对照组,且随着 Cd 浓度的增大,Chl-a 含



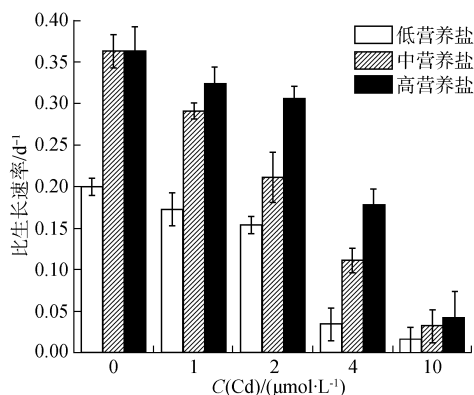
(a) 低营养盐



(b) 中营养盐



(c) 高营养盐



(d) 比生长速率

图 1 不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻生长和比生长速率的影响($p < 0.05$)

量逐渐降低;而中、高营养盐水平下 Chl-a 含量随着 Cd 浓度的增大变化趋势一致,均呈负增长趋势,且 Cd 浓度越大负增长趋势越大。当 10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 与

藻胁迫时,低、中、高 3 个营养盐水平下 Chl-a 含量仅为对照组的 63.5%、66.6%、66.6%,说明此时铜绿微囊藻 Chl-a 的含量不受营养盐的影响。由图 2 (b)可见,Chl-a 和类胡萝卜素含量变化趋势和藻细胞数量类似,类胡萝卜素只有在加入 10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 才有明显的变化,说明 Chl-a 比类胡萝卜素更加敏感地反映光合作用强度。Chl-a 含量减少是由于 Chl-a 合成或者相关酶的合成受到抑制^[14]。这表明,Cd 可以减弱藻类光合作用,而 N、P 浓度的提高可以减弱 Cd 对光合作用的抑制作用,N 是藻类进行光合作用的主要元素,充足的 N、P 浓度下,藻类能够吸收足够的营养物质进行光合作用,N、P 浓度过低,藻细胞生理活性降低,则光合作用效率降低,从而光合色素含量下降。但当 Cd 累积到一定程度,即超过藻的最大耐镉量时,N、P 浓度不能影响 Cd 对藻的毒性,进而不能提高光合作用强度。张皓^[15]的研究表明在 N、P 浓度过高或过低水平下,江蓠在 Cd 作用下 Chl-a 含量都不高,在适中的 N、P 浓度下,江蓠的 Chl-a 含量则明显升高,与本实验结果一致。

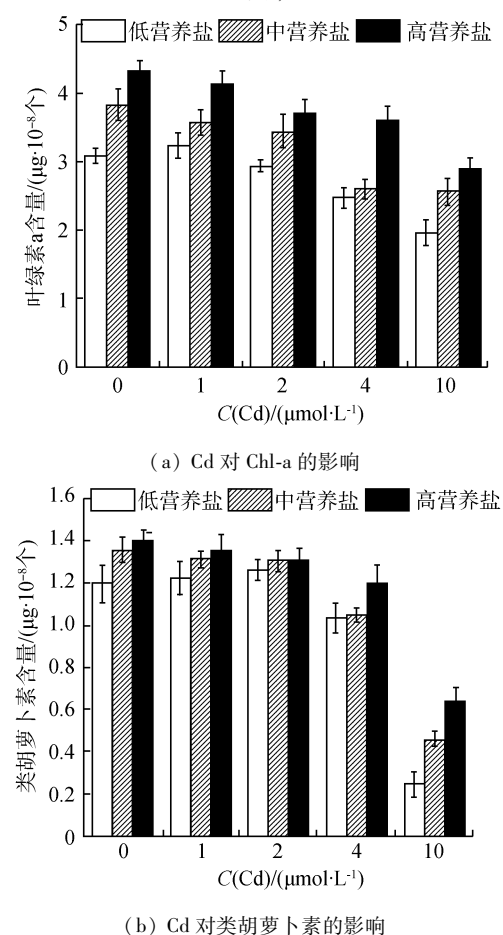


图2 不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻 Chl-a 和类胡萝卜素的影响 ($p < 0.05$)

2.3 Cd 对可溶性蛋白和可溶性糖的影响

不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻可溶性蛋白和可溶性糖的影响见图 3,其变化趋势和藻的比

生长速率(图 1(d))一致。由图 3(a)可见,当 Cd 浓度为 0 ~ 2 $\mu\text{mol/L}$ 时,可溶性蛋白含量变化不明显,即低浓度 Cd 对蛋白质影响较小;当 Cd 浓度为 4 $\mu\text{mol/L}$ 时,可溶性蛋白含量明显下降,低、中、高营养盐下分别降到对照组的 40.32%、41.33%、58.94%,可见在镉胁迫不大时,营养盐浓度的提高有助于减缓 Cd 对蛋白质合成的抑制作用;当 Cd 浓度增加到 10 $\mu\text{mol/L}$ 时,可溶性蛋白含量降到最低,分别仅为对照组的 10.40%、11.41%、10.65%,由此说明低浓度 Cd 对蛋白质影响不明显,高浓度 Cd 则明显抑制了蛋白质的合成。

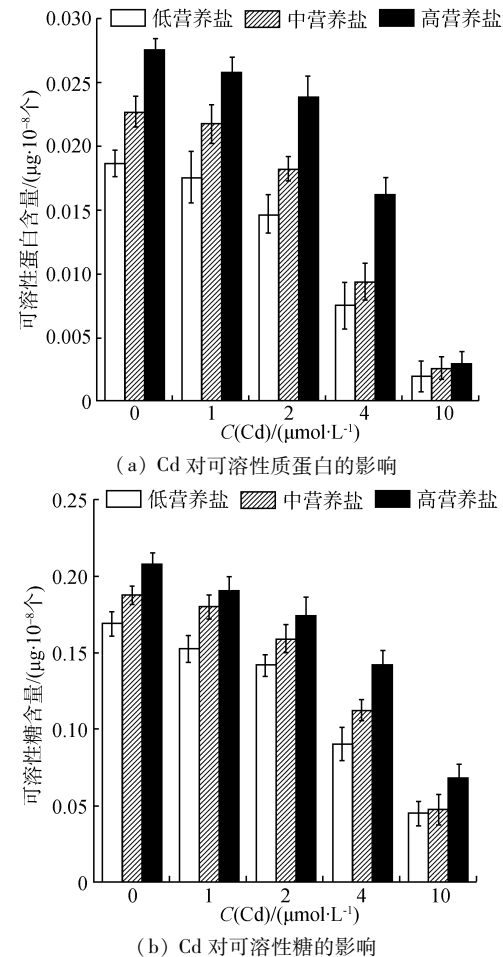


图3 不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻可溶性蛋白和可溶性糖的影响 ($p < 0.05$)

由图 3(b)可见,当 Cd 浓度为 4 $\mu\text{mol/L}$ 时,可溶性糖含量明显下降,低、中、高营养盐下分别比对照组下降了 46.23%、39.92%、31.96%;当 Cd 浓度增加到 10 $\mu\text{mol/L}$ 时,可溶性糖含量降到最低,分别仅为对照组的 26.82%、25.54%、32.93%,说明低浓度 Cd 对可溶性糖影响较小,高浓度 Cd 则明显抑制了可溶性糖的合成,与对可溶性蛋白的影响相似。

可溶性糖在植物体内是最基本和最常见的营养物质,在一定程度上可反映细胞体内生理代谢状况,并能反映光合作用和呼吸代谢的平衡状况^[16]。重

金属胁迫下藻细胞受到严重损伤,降低了藻细胞的正常生理代谢,从而使可溶性糖含量降低。Cd 胁迫下绿色巴夫藻可溶性糖含量与对照组相比明显降低,Cd 为 20 mg/L 时仅为对照组的 35%,是由于绿色巴夫藻体内的细胞器受到损伤,从而生理各指标含量降低^[17]。

2.4 Cd 对超氧化物歧化酶的影响

植物体内存在负责清扫活性氧的抗氧化系统,当机体受到胁迫后,体内会产生过量的自由基(主要为 H_2O_2 、 $\cdot OH$ 、 O^{2-}),从而影响细胞的正常生理代谢并损害膜结构,此时浮游植物便会启动自身的防御系统,体内的抗氧化酶(如 SOD、POD、CAT 等)和非酶类抗氧化剂(如 AsA、GSH 等)能够清除体内过多的活性氧自由基来抵抗氧化损伤,维持生物体内正常生理代谢,保护藻细胞免受氧化伤害。其中超氧化物歧化酶(SOD)是植物体内重要的抗氧化酶之一,是需氧生物细胞内抗氧化防御系统中的第一道防线^[18]。由图 4 可见,在 3 种营养盐水平下,SOD 活性均随 Cd 浓度增加呈先上升后下降趋势,当 Cd 浓度为 4 $\mu mol/L$ 时,SOD 活性达到最大值,说明受 Cd 的胁迫,SOD 酶活性被诱导,以提高对超氧阴离子自由基的清除能力,从而减少对细胞的氧化损伤。在相同 Cd 浓度下,随着营养盐浓度的升高,藻 SOD 活性相对降低。而当 Cd 浓度为 10 $\mu mol/L$ 时,SOD 活性则明显下降,且 3 个营养盐水平下基本相同,说明过高浓度 Cd 的胁迫超过了藻的耐受能力,已经超出了藻细胞通过提高 SOD 活性来抵制抗氧化能力的范围,这与郅安琪等^[19]的研究结果相一致。

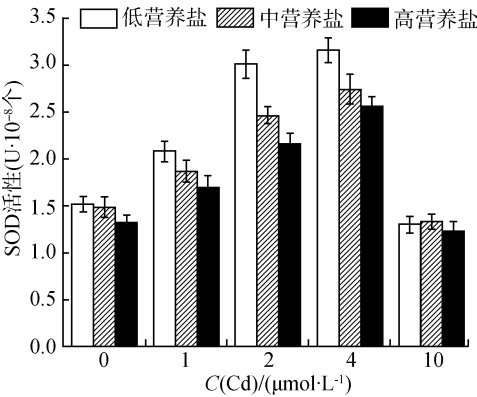


图 4 不同营养盐水平下 Cd 对铜绿微囊藻 SOD 活性影响($p < 0.05$)

3 结 论

a. 营养盐浓度的增加有利于提高铜绿微囊藻的生理活性及抗 Cd 能力。低 Cd 浓度($< 10 \mu mol/L$)下随着 N、P 营养盐浓度的增加,铜绿微囊藻生物量、叶绿素 a、类胡萝卜素、可溶性糖、可溶性蛋白含量

及 SOD 活性均随之增加,在高 Cd 浓度($10 \mu mol/L$)下,铜绿微囊藻各生理生化指标含量基本相同。

b. 低、中、高 3 种营养盐水平下,随着 Cd 浓度的增加,铜绿微囊藻生物量、叶绿素 a、可溶性糖、可溶性蛋白含量逐渐下降,比生长速率降低,SOD 活性则呈先上升后下降趋势,类胡萝卜素对 Cd 耐受性较强,仅在 10 $\mu mol/L$ Cd 时明显下降。

参考文献:

[1] 朱威,周小平,蔡杰.太湖流域水环境综合治理及其启示[J].水资源保护,2016,32(3):149-152. (ZHU Wei,ZHOU Xiaoping,CAI Jie. Lessons from comprehensive management of water environment in Taihu Basin[J]. Water Resources Protection,2016,32(3):149-152. (in Chinese))

[2] 范功端,林茜,陈丽茹,等.超声波技术预防性抑制蓝藻水华的研究[J].水资源保护,2015,31(6):158-164. (FAN Gongduan,LIN Qian,CHEN Liru,et al. Research on preventive inhibition for cyanobacteria blooms using ultrasound technology [J]. Water Resources Protection, 2015,31(6):158-164. (in Chinese))

[3] 倪利晓,马艳艳,叶祥,等.藻细胞活性及营养盐水平对铜绿微囊藻吸附镉的影响研究[J].环境科技,2013,26(3):1-4. (NI Lixiao,MA Yanyan,YE Xiang,et al. Study on biosorption of cadmium by *Microcystis Aeruginosa* at different cell activity and nutrient level [J]. Environmental Science and Technology,2013,26(3):1-4. (in Chinese))

[4] 王冰,张凤杰,张恩栋,等. Cd^{2+} 对固定化小球藻深度除磷及其生理指标的影响[J].大连民族学院学报,2005,7(3):87-89. (WANG Bing,ZHANG Fengjie,ZHANG Endong,et al. The effect of cadmium on phosphate removal for wastewater tertiary treatment by immobilized *Chlorella* and its change of physiological characteristics [J]. Journal of Dalian Nationalities University,2005,7(3):87-89. (in Chinese))

[5] HONG Yu,HU Hongying,XIE Xing,et al. Responses of enzymatic antioxidants and non-enzymatic antioxidants in the cyanobacterium *Microcystis Aeruginosa* to the allelochemical ethyl 2-methyl acetoacetate (EMA) isolated from reed (*Phragmites communis*) [J]. Journal of Plant Physiology,2008,165(21):1264-1273.

[6] ZHU X Z,KONG H L,GAO Y Z,et al. Low concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons promote the growth of *Microcystis aeruginosa* [J]. Journal of Hazardous Materials,2012,237/238:371-375.

[7] EULLAFFROY P, VERNET G. The F684/F735 chlorophyll fluorescence ratio: a potential tool for rapid detection and determination of herbicide phytotoxicity in algae[J]. Water Research,2003,37(9):1983-1990.

[8] YAON Y. Algological physiology [M]. Dalian: Dalian Institute of Technology Press,1987:41-42

[9] BRADFORD M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding [J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72 (1/2): 248-254.

[10] FALESF W. The assimilation and degradation of carbohydrates by yeast cells [J]. Journal of Biological Chemistry, 1951, 193 (1): 113-124.

[11] KORSHING V, LIC W, BENJAMIN M. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory [J]. Water Research, 1997, 31 (7): 1787-1795.

[12] NOWICKA B, PLUCIŃSKI B, KUCYŃSKA P, et al. Physiological characterization of *Chlamydomonas reinhardtii* acclimated to chronic stress induced by Ag, Cd, Cr, Cu and Hg ions [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2016, 130: 133-145.

[13] GONG Y, CHOU H N, TU C D, et al. Effects of arsenate on the growth and microcystin production of *Microcystis aeruginosa* isolated from Taiwan as influenced by extracellular phosphate [J]. Journal of Applied Phycology, 2009, 21 (2): 225-231.

[14] FAWZYM A. Phycoremediation and adsorption isotherms of cadmium and copper ions by *Merismopedia tenuissima* and their effect on growth and metabolism [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2016, 46: 116-121.

[15] 张皓. 无机氮磷和重金属镉对细基江蓠繁枝变型生理生化影响的初步研究 [D]. 苏州: 苏州大学, 2009.

[16] 陈建中, 刘志礼, 李晓明, 等. 温度、pH 和氮、磷含量对铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 生长的影响 [J]. 海洋与湖沼, 2010, 41 (5): 714-718. (CHEN Jianzhong, LIU Zhili, LI Xiaoming, et al. Effects of temperature, pH, nitrogen and phosphorus on growth of *Microcystis Aeruginosa* [J]. Oceanologia Et Limnologia Sinica, 2010, 41 (5): 714-718. (in Chinese))

[17] 张亚楠. 绿色巴夫藻的重金属胁迫效应及吸附能力的研究 [D]. 广州: 暨南大学, 2003.

[18] 杨璨. 三种环境内分泌干扰物对铜绿微囊藻生长及生理的影响 [D]. 上海: 上海交通大学, 2014.

[19] 邹安琪, 赵伟华, 李青云, 等. 铜绿微囊藻对 Cd^{2+} 胁迫的生理生化响应 [J]. 人民长江, 2016, 47 (16): 20-25. (KUAI Anqi, ZHAO Weihua, LI Qingyun, et al. Physiological and biochemical responses of *Microcystis Aeruginosa* to Cd^{2+} [J]. Yangtze River, 2016, 47 (16): 20-25. (in Chinese))

(收稿日期: 2016-12-28 编辑: 徐 娟)

(上接第 95 页)

[4] DUVERNEUIL P, MAURY F, PEBERE N, et al. Chemical vapor deposition of SnO_2 coatings on Ti plates for the preparation of electrocatalytic anodes [J]. Surface & Coatings Technology, 2002, 151 (1): 9-13.

[5] 李鲜珠, 沈玉冰, 马溪平, 等. 苯酚降解菌筛选及降解特性研究 [J]. 水资源保护, 2015, 31 (3): 22-26. (LI Xianzhu, SHEN Yubing, MA Xiping, et al. Screening of phenol-degradation bacteria and study of its degradation characteristics [J]. Water Resources Protection, 2015, 31 (3): 22-26. (in Chinese))

[6] ADAMS B, TIAN M, CHEN A. Design and electrochemical study of SnO_2 based mixed oxide electrodes [J]. Electrochimica Acta, 2009, 54 (5): 1491-1498.

[7] FENG J, JOHNSON D C. Electrocatalysis of anodic oxygen-transfer reactions: titanium substrates for pure and doped lead dioxide films [J]. Journal of the Electrochemical Society, 1991, 138 (11): 3328-3337.

[8] 崔玉虹, 冯玉杰, 刘峻峰. Sb 掺杂钛基 SnO_2 电极的制备、表征及其电催化性能研究 [J]. 功能材料, 2005, 36 (2): 234-237. (CUI Yuhong, FENG Yujie, LIU Junfeng. Preparation and characterization on Sb doped Ti-base SnO_2 electro-catalytic electrodes [J]. Environmental Science and Technology, 2005, 36 (2): 234-237 (in Chinese))

[9] 马长宝, 王栋, 周集体, 等. 高浓度苯酚在石墨电极上电解特性的研究 [J]. 环境科学与技术, 2003, 26 (增刊 1): 11-12. (MA Changbao, WANG Dong, ZHOU Jiti, et al. The study on electrolytic characteristics of phenol on graphite electrode [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 26 (sup1): 11-12. (in Chinese))

[10] 王静, 冯玉杰, 刘正乾. 稀土 Gd 掺杂对 SnO_2 电催化电极性能影响的研究 [J]. 功能材料, 2005, 36 (6): 877-880. (WANG Jing, FENG Yujie, LIU Zhengqian. Study of the influences of Gd doping on the characteristics of SnO_2 catalytic electrodes [J]. Journal of Functional Materials, 2005, 36 (6): 877-880. (in Chinese))

[11] 石绍渊, 孔江涛, 朱秀萍, 等. 钛基 Sn 或 Pb 氧化物涂层电极的制备与表征 [J]. 环境化学, 2006, 25 (4): 429-434. (SHI Shaoyuan, KONG Jiangtao, ZHU Xiuping, et al. Preparation and characterization of Ti-based Sn and Pb oxides electrodes [J]. Environmental Chemistry, 2006, 25 (4): 429-434. (in Chinese))

[12] 杨丽娟, 田玫, 崔瑞海, 等. 苯酚在 $Ti/Sb_2O_5-SnO_2/PbO_2$ 电极上的降解 [J]. 功能材料, 2007, 38 (9): 3349-3351. (YANG Lijuan, TIAN Mei, CUI Ruihai, et al. The degradation of phenol in $Ti/Sb_2O_5-SnO_2/PbO_2$ electrode [J]. Journal of Functional Materials, 2007, 38 (9): 3349-3351. (in Chinese))

(收稿日期: 2017-01-06 编辑: 王 芳)