

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2018.02.003

萘对铜绿微囊藻和聚球藻生长及叶绿素荧光影响的比较

谭 啸^{1,2},戴凯文^{1,2},段志鹏^{1,2},李聂贵³,顾惠卉^{1,2},舒筱倩^{1,2}

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室,江苏 南京 210098;
2. 河海大学环境学院,江苏 南京 210098; 3. 水利部南京水利水文自动化研究所,江苏 南京 210012)

摘要: 为探究萘对不同粒径蓝藻的胁迫效应,采用5组不同质量浓度萘(0、0.01 mg/L、0.1 mg/L、1 mg/L、10 mg/L)分别对聚球藻(*Synechococcus* sp.)和铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*, PCC 7806)进行为期7 d的处理,分析不同浓度萘处理下,藻细胞浓度、叶绿素a含量及叶绿素荧光参数的变化,探究不同浓度萘处理对2种藻的生长及生理影响。结果表明:(a)整个处理周期内,聚球藻的生长被显著抑制,其叶绿素a含量减小了3.9%~40.4%;(b)聚球藻的潜在光合作用能力、光合作用速率均有所减弱,但其耐受强光的能力有所增强,说明聚球藻对萘具有较强的敏感性;(c)萘对铜绿微囊藻生长具有显著的促进作用,增强了其潜在光合作用能力,但抑制了其细胞内叶绿素a的合成。

关键词: 萘;聚球藻;铜绿微囊藻;藻细胞浓度;叶绿素a;光合活性

中图分类号: X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1980(2018)02-0115-07

Comparasion of the effects of naphthalene on the growth and chlorophyll fluorescence of *Microcystis aeruginosa* and *Synechococcus* sp.

TAN Xiao^{1,2}, DAI Kaiwen^{1,2}, DUAN Zhipeng^{1,2}, LI Niegui³, GU Huihui^{1,2}, SHU Xiaoqian^{1,2}

(1. Hohai University Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lake of Ministry of Education, Nanjing 210098, China;
2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;
3. Nanjing Automation Institute of Water Conservancy and Hydrology, Nanjing 210012, China)

Abstract: To explore the stress effect of naphthalene on the cyanobacteria of different cell size, *Microcystis aeruginosa* and *Synechococcus* sp. were exposed to different concentration of naphthalene(0, 0.01, 0.1, 1, and 10 mg/L) for seven days. Changes of cell concentration, the content of chlorophyll a, and the chlorophyll fluorescence of algae in these groups were determined to investigate effects of naphthalene on the growth and physiological parameters of two species. Results showed that the growth of *Synechococcus* sp. was significantly inhibited by the naphthalene during the whole experimental. The chlorophyll a content of *Synechococcus* sp. declined by 3.9%–40.4% (compared with the control). The photosynthetic activity and the potential maximum photosynthetic rate of *Synechococcus* sp. both depressed due to the naphthalene stress, while its tolerance to strong light was improved. This indicates that *Synechococcus* sp. has a high sensitivity to naphthalene. On the contrary, the growth and the photosynthetic activity of *Microcystis aeruginosa* were significantly promoted. However, the synthesis of chlorophyll a in the cells of *Microcystis aeruginosa* was inhibited.

Key words: Naphthalene; *Synechococcus* sp.; *Microcystis aeruginosa*; cell concentration; chlorophyll a; photosynthetic activity

基金项目: 国家自然科学基金(31470507);国家留学基金(201706715024);江苏省高校优势学科建设项目(PAPD2014—2017)
作者简介: 谭啸(1980—),男,副教授,博士,主要从事藻类生理与生态学研究。E-mail: biotan@163.com
引用本文: 谭啸,戴凯文,段志鹏,等. 萘对铜绿微囊藻和聚球藻生长及叶绿素荧光影响的比较[J]. 河海大学学报(自然科学版),2018, 46(2):115-121. DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2018.02.003.

多环芳烃(PAHs)是水环境中常见的一类污染物,在国内地表水中的质量浓度能达到0.474 mg/L,而在一些工业废水中质量浓度更高,可达到7.1 mg/L^[1-5]。萘(C₁₀H₈)是一种最常见的PAHs,已被广泛应用于工业生产中,包括生产驱虫剂(如樟脑丸)、厕所除臭剂和土壤熏蒸剂,并且是生产萘胺、2-萘酚、邻苯二甲酸、邻苯二甲酸酐、合成树脂、增塑剂和偶氮染料等的重要原料^[6-8]。萘作为美国国家环境保护局优先控制的PAHs之一,已经发现其对小鼠具有明显的致癌效应,因而其对人类健康的潜在威胁引起了人们的广泛关注^[8-9]。研究表明,萘可以与水环境中具有生物膜的生物结合,并会致使这些生物产生突变,进而影响它们的生长和生理过程^[10-13]。

藻类作为初级生产者,对水生生态系统具有重要意义^[14-16]。在污染物胁迫下,藻类的生长和生理过程会发生变化,如PAHs能通过抑制原绿球藻细胞的DNA复制而使细胞的生长速率减缓^[17];Kong等^[18]发现在氮、磷缺乏或丰富条件下,萘对小球藻生长的抑制率随着萘浓度的增加而增大;而Pokora等^[19]发现萘和镉共同作用下,链带藻细胞内的超氧化物歧化酶活性增强,光合活性受到抑制。Othman等^[20]发现小型藻、微藻和超微藻对苯并萘和荧萘的毒性响应不同,体积最小的超微藻对这2种PAHs最为敏感,其半最大效应浓度(EC₅₀)远低于微藻和小型藻,这可能是因为超微藻具有较大的比表面积,加快了其对污染物的吸附或吸收^[21];Echeveste等^[22]也得到类似的结论,细胞粒径决定了浮游植物对PAHs的敏感性,藻类粒径越小,对PAHs越敏感。这些研究表明PAHs会对藻类生长和生理产生影响,且不同粒径的藻类可能会有不同的响应方式。

研究发现,富营养水体中常以微囊藻和聚球藻为优势藻种,同时它们也是该系统中重要的初级生产者^[23]。而萘作为水体中最常见的PAHs之一^[24-25],可能会对这2种藻产生毒性作用,从而对整个系统产生危害。2种蓝藻在粒径上存在差异(聚球藻粒径0.7~1.2 μm,铜绿微囊藻粒径3.8~6.3 μm^[26-27]),因此对萘的毒性响应可能会存在差异。笔者将探究萘对这2种藻生长的影响,并以叶绿素荧光为探针研究萘对这2种藻光合活性的影响,以期比较2种藻对萘的响应差异。

1 材料与方法

选取的2种藻分别为聚球藻(*Synechococcus* sp.)和铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*, PCC 7806),其中聚球藻购置于中国科学院水生生物所淡水藻种库,铜绿微囊藻藻种由中国科学院南京地理与湖泊研究所提供。萘(分析纯,纯度>99.9%)购置于上海阿拉丁试剂有限公司,25℃下萘的溶解度为31.0 mg/L,辛醇/水分配系数为3.37^[7, 28]。

1.1 藻的培养及处理设置

在无菌培养箱中以BG11培养基培养藻种,并用无菌封口膜包扎锥形瓶口。培养温度设为(25±1)℃,光照强度设为45 μmol/(m²·s),光暗周期比为12 h:12 h,每天摇动锥形瓶3次。培养到对数期后,在锥形瓶中加入不同质量浓度的萘(0、0.01 mg/L、0.1 mg/L、1 mg/L、10 mg/L),每种浓度设置3个平行。萘处理周期为7 d,每2天定时取样测定藻细胞吸光值、叶绿素a含量及叶绿素荧光参数。

1.2 藻细胞生长的测定

2种藻的生长状况采用可见分光光度计测定吸光值(OD)和标准曲线计算。由于萘的吸收峰位于紫外区域,所以不会干扰分析结果。加入萘的当天记为第0天,从第0天到第7天,每2天分别测定聚球藻悬液在665 nm、铜绿微囊藻悬液在650 nm的吸光值,分别以OD₆₆₅和OD₆₅₀表示^[29-30]。

1.3 叶绿素a含量的测定

叶绿素a含量采用浮游植物荧光仪(PHYTO-PAM, Germany)测定,分别取萘处理0 d、1 d、3 d、5 d、7 d后的藻悬液测定叶绿素a含量。为研究萘对铜绿微囊藻细胞内叶绿素a含量的影响,计算了单个铜绿微囊藻细胞内的叶绿素a含量:

C = \frac{M}{N_i} \tag{1}

式中:C——单个铜绿微囊藻细胞内的叶绿素a质量,pg/cell;M——1 mL藻悬液的叶绿素a质量,pg/mL;N_i——1 mL藻悬液细胞浓度,cells/mL。

1.4 2 种藻光活性的测定

取 2 mL 藻悬液暗适应 15 min 后,采用浮游植物荧光仪 (PHYTO-PAM, Germany) 测定不同浓度萘处理后藻悬液的叶绿素荧光参数,得到的参数^[31-32] 含义见表 1。

1.5 数据分析

数据以均值展示。采用 SPSS 19.0 对不同浓度萘处理组的试验结果与对照组的差异性进行单因素方差分析 (One-way ANOVA), 显著性水平设为 $P<0.05$ 。

2 结果与讨论

2.1 萘对 2 种藻生长的影响

不同浓度萘对 2 种藻生长的影响以 OD 值来表征。图 1 表明,加入萘后的第 1 天,10 mg/L 萘对聚球藻产生了显著抑制作用 ($P<0.05$)。而从第 3 天开始,萘处理组的 OD 值显著低于对照组,且对聚球藻生长的抑制作用随着时间的延长而显著增加。萘对铜绿微囊藻生长具有显著促进作用 ($P<0.05$),总体上表现出随培养时间的延长而减小的趋势。萘对聚球藻表现出抑制生长的作用,而对铜绿微囊藻则表现出促进生长的作用。出现这 2 种相反作用的原因:聚球藻体积小,比表面积大而能更快地吸附萘到细胞表面并与细胞膜发生相互作用并使细胞膜的渗透性改变,导致萘进入到细胞内,进而对 DNA 产生损伤,因此聚球藻的细胞周期延长或无法完成细胞分裂,使其生长受到显著抑制^[21,33-35]。而 PAHs 能诱导铜绿微囊藻形成抗氧化机制,使过氧化氢酶、超氧化物歧化酶、谷胱甘肽过氧化物酶等酶的活性增强,且能促进其细胞内具有防御和修复作用的蛋白质的合成^[28]。Cerniglia 等^[36]发现蓝藻 (*Agmenellum quadruplicatum*) 能将萘作为碳源代谢为 1-萘酚,因此猜测萘促进铜绿微囊藻生长与抗氧化机制的形成以及代谢萘有关,但这需要进一步的研究。

表 1 PHYTO-PAM 得到的叶绿素荧光参数
Table 1 Chlorophyll fluorescence parameters obtained by PHYTO-PAM

参数	含义
F_m	最大荧光,光适应状态下,PSII 所有反应中心完全封闭,并且所有非光化学过程处于最小时的荧光产量
F_v	最大可变荧光,暗适应状态下所有非光化学过程处于最小时的 最大可变荧光
F_v/F_m	最大光量子产量,反映藻类潜在光合作用能力
ETR_{max}	最大电子传递速率,反映藻类的潜在最大光合作用速率
α	初始斜率,反映藻类对光能的利用效率
I_k	半饱和光照强度点,反映藻类耐受强光的能力

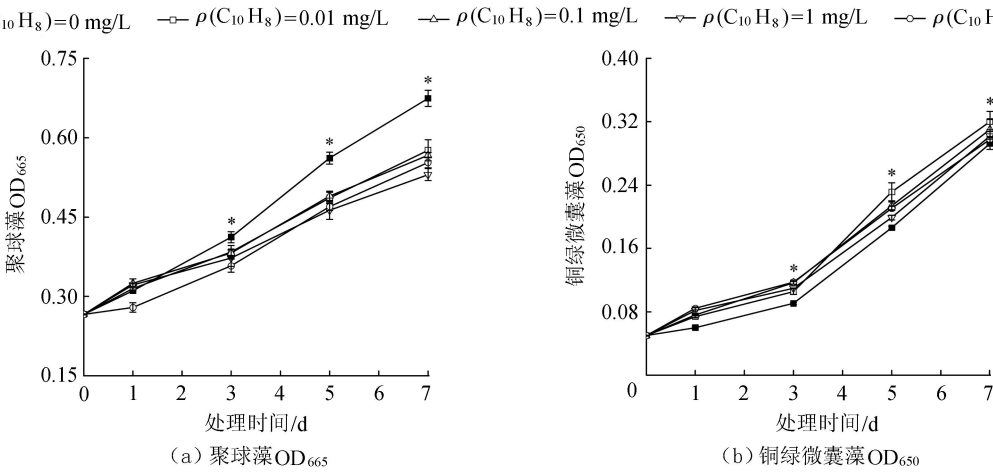


图 1 不同浓度萘对聚球藻和铜绿微囊藻生长的影响 (* 表示在 $P<0.05$ 水平差异)
Fig.1 Effects of different concentrations of naphthalene on the growth of *Synechococcus* sp. and *Microcystis aeruginosa* (* indicates a significant difference in $P<0.05$ level)

2.2 萘对 2 种藻叶绿素 a 含量的影响

蓝藻细胞内的叶绿素 a 主要位于 PSII 的核心复合体上,它们能吸收从天线色素传递过来的能量并传递到反应中心参与光化学反应,这部分叶绿素 a 称为反应中心色素。当藻细胞受到环境胁迫时,其生理过程会受到影响,直接或间接地影响到叶绿素 a 含量,因此叶绿素 a 含量变化可以看成是藻类受到胁迫的生理反应指标^[37]。不同浓度萘处理对聚球藻叶绿素 a 含量的试验结果表明,第 3 天开始,萘处理组聚球藻的叶绿素 a 含量显著低于对照组 ($P<0.05$),说明萘对聚球藻叶绿素 a 的合成有显著影响(图 2)。Hugly 等^[38]发现当类囊体膜结构发生改变时,藻细胞的叶绿素 a 含量下降了 16%,所以聚球藻叶绿素 a 含量下降可能与活性氧

(ROS)使类囊体膜结构发生改变有关。铜绿微囊藻细胞可通过血球计数板计数,因而分析了不同浓度萘对单个铜绿微囊藻细胞叶绿素 a 含量的影响(图2)。在整个处理周期内,萘对铜绿微囊藻的生长具有显著的促进作用,但计算单个藻细胞内叶绿素 a 含量的结果表明萘抑制了铜绿微囊藻细胞内叶绿素 a 的合成,这与王秀翠等^[25]的结果一致。

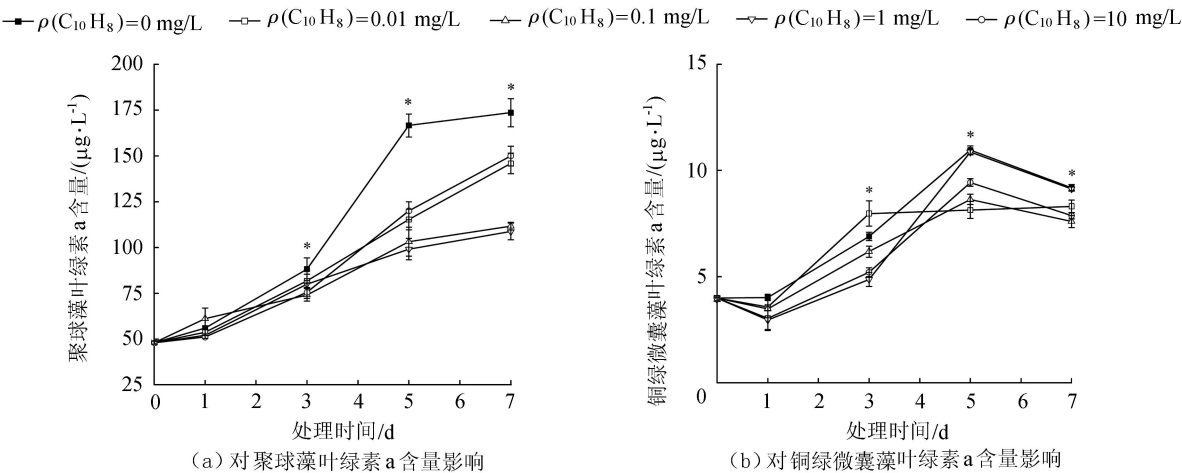


图2 不同浓度萘对聚球藻和单个铜绿微囊藻细胞叶绿素 a 含量的影响(* 表示在 $P < 0.05$ 水平差异)

Fig.2 Effects of different concentrations of naphthalene on the contents of chlorophyll a in *Synechococcus* sp. and on each cell of *Microcystis aeruginosa*(* indicates a significant difference in $P < 0.05$ level)

2.3 萘对 2 种藻最大光量子产量的影响

F_v/F_m 为最大光量子产量,反映藻类潜在光合作用能力,正常情况下该参数的变化较小,而在胁迫下会明显变化^[39]。聚球藻和铜绿微囊藻的 F_v/F_m 对萘的响应不同。聚球藻对照组的 F_v/F_m 维持在 0.3 ~ 0.4,而不同浓度萘对聚球藻的光合活性表现出显著的抑制作用($P < 0.05$),除 0.01 mg/L 处理组的光合活性在第 5 天开始恢复,其余处理组聚球藻的光合活性显著小于对照组(图3),说明萘抑制了聚球藻的光合活性。研究表明,萘能够进入藻细胞内,使藻细胞 PSII 反应中心受损,当萘进入到聚球藻细胞后能破坏其 PSII 反应中心,并阻碍其光合电子的传递,从而抑制光合作用的原初反应^[40]。在整个处理周期内,铜绿微囊藻的 F_v/F_m 在 0.3 ~ 0.7 之间波动,处理组和对照组的 F_v/F_m 保持了相同的变化趋势,而在第 1 天和第 3 天处理组的 F_v/F_m 均显著高于对照组($P < 0.05$,图3)。这可能是由于藻细胞将萘代谢为 1-萘酚的过程中增强了其光合作用能力^[28, 36],但确切原因有待进一步的研究。

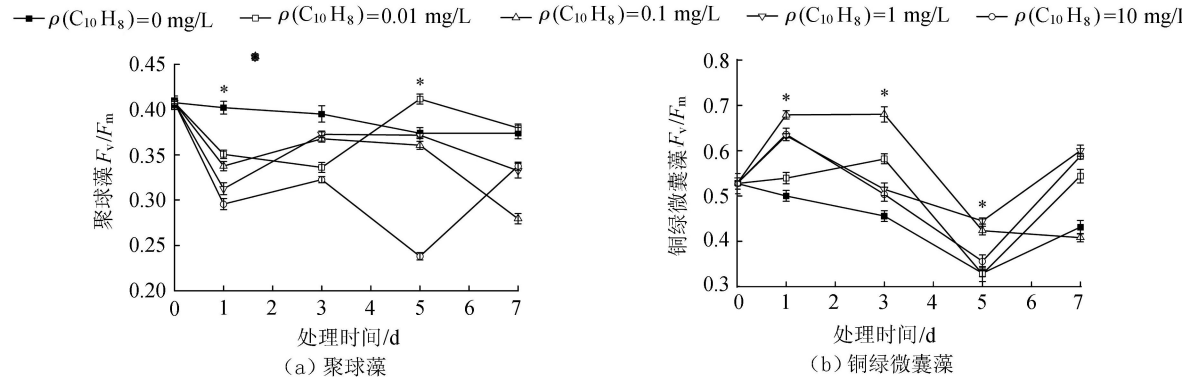


图3 不同浓度萘对聚球藻和铜绿微囊藻 F_v/F_m 的影响(* 表示在 $P < 0.05$ 水平差异)

Fig.3 Effects of different naphthalene concentrations on F_v/F_m of *Synechococcus* sp. and *Microcystis aeruginosa*(* indicates a significant difference in $P < 0.05$ level)

2.4 萘对 2 种藻快速光响应曲线特征参数的影响

萘处理后聚球藻的 ETR_{max} 在第 1 天均显著减小($P < 0.05$),且浓度越高下降越明显。虽然对照组的 ETR_{max} 有略微下降趋势,但试验组在处理周期内均低于对照组,且未见明显恢复。铜绿微囊藻对照组的

ETR_{max} 表现出先增加后减小的趋势,而萘处理组藻的 ETR_{max} 在第 1~3 天逐渐增大,并达到最大值,随后开始下降,在培养结束时,除 10 mg/L 萘处理组的 ETR_{max} 高于对照组,其余 3 组的 ETR_{max} 均恢复到对照组水平(图 4)。加入萘后,聚球藻的 α 值在处理第 1 天出现大幅度下降,在整个处理周期内,聚球藻对照组 α 值波动较小,而处理组的 α 值基本保持了相同的变化趋势。培养到第 5 天时,铜绿微囊藻所有组的 α 值均显著减小($P<0.05$,图 4)。萘对聚球藻 F_v/F_m 的影响表明萘阻碍了聚球藻光合电子传递的过程,在光合电子传递受到影响后,相应的聚球藻对光能的利用效率以及潜在最大光合速率均受到影响。Jones 等^[41]认为当类囊体膜的结构发生变化时,其形成质子梯度的潜力会减弱,从而导致 PSII 的电子传递能力减弱,这解释了萘对聚球藻的初始斜率 α 和最大电子传递速率 ETR_{max} 的影响。Ihnken 等^[42]发现藻细胞的非光化学淬灭(NPQ)活性影响光合作用电子传递速率,处理组的铜绿微囊藻细胞在第 3 天时, ETR_{max} 均显著高于对照组,这可能与藻细胞的 NPQ 有关。

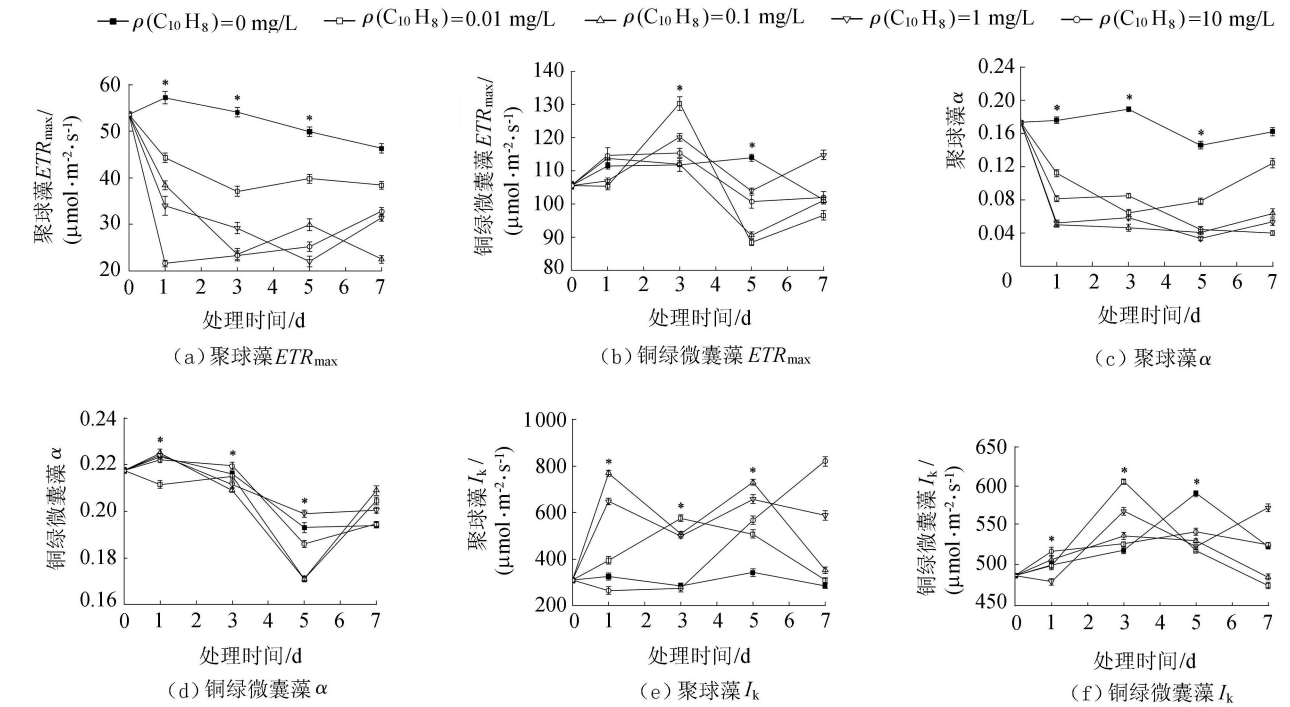


图 4 不同浓度萘对聚球藻和铜绿微囊藻的快速光响应曲线参数 ETR_{max} 、 α 、 I_k 的影响 (* 表示在 $P<0.05$ 水平差异)

Fig.4 Effects of different concentrations of naphthalene on ETR_{max} , α , and I_k of fast light response curves of *Synechococcus sp.* and *Microcystis aeruginosa* (* indicates a significant difference in $P<0.05$ level)

在整个处理周期内聚球藻对照组的 I_k 值维持在 $300 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 左右。在第 1~3 天,除了 10 mg/L 萘处理组的 I_k 值略低于对照组,其他组在不同时间的 I_k 值均显著高于对照组($P<0.05$,图 4),说明萘提高了聚球藻的耐受强光的能力。对于铜绿微囊藻,在整个处理周期内,对照组和萘处理组的 I_k 值基本保持了相同的变化趋势(图 4)。从结果来看,萘增强了聚球藻耐受强光的能力,可能是萘使藻细胞 PSII 受损后,PSII 适应过量光强的一种保护机制^[37]。

3 结 论

- a. 在本文试验条件下,粒径不同的聚球藻和铜绿微囊藻对萘表现出截然相反的反应。
- b. 萘对聚球藻的生长和光合作用的抑制作用呈现剂量效应,萘通过降低聚球藻的叶绿素 a 含量、光合速率、对光的利用能力而减缓聚球藻的生长。
- c. 萘通过增强铜绿微囊藻的潜在光合活性而促进其生长。

参考文献:

[1] ZHANG Z L, HONG H S, ZHOU J L, et al. Phase association of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Minjiang River

- Estuary, China[J]. Science of the Total Environment, 2004, 323(1):71-86.
- [2] 张厚勇,王在峰,董捷,等. PAHs在炼油废水处理过程中的变化规律研究[J]. 科学技术与工程, 2011, 11(24):5875-5878. (ZHANG Houyong, WANG Zaifeng, DONG Jie, et al. Research on PAHs' distribution and variety of refinery wastewater in refinery wastewater treatment[J]. Science Technology and Engineering, 2011, 11(24):5875-5878. (in Chinese))
- [3] 冯承莲,夏星辉,周追,等. 长江武汉段水体中多环芳烃的分布及来源分析[J]. 环境科学学报, 2007, 27(11):1900-1908. (FENG Chenglian, XIA Xinghui, ZHOU Zhui, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Wuhan section of the Yangtze River[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2007, 27(11):1900-1908. (in Chinese))
- [4] 于英鹏,刘敏. 太湖流域水源多环芳烃分布、溯源与生态风险评估[J]. 水资源保护, 2017, 33(3):82-89. (YU Yingpeng, LIU Min. Distribution, pollution sources, and ecological risk assessment of PAHs in water source area of Taihu Basin[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(3):82-89. (in Chinese))
- [5] 王蕾,聂麦茜,杨学福,等. 混合PAHs生物降解过程中的竞争和协同作用解析[J]. 水资源保护, 2012, 28(3):68-71. (WANG Lei, NIE Maiqian, YANG Xuefu, et al. Analysis of competitive and cooperative metabolism in biodegradation of mixed PAHs[J]. Water Resources Protection, 2012, 28(3):68-71. (in Chinese))
- [6] STOHS S J, OHIA S, BAGCHI D, et al. Naphthalene toxicity and antioxidant nutrients[J]. Toxicology, 2002, 180(1):97-105.
- [7] PREUSS R, ANGERER J, DREXLER H. Naphthalene:an environmental and occupational toxicant[J]. International Archives of Occupational and Environmental Health, 2003, 76(8):556-576.
- [8] 张荧,刘胜玉,刘昕宇,等. 水源地有机农药在线监测技术的应用研究[J]. 水资源保护, 2014, 30(5):77-80. (ZHANG Ying, LIU Shengyu, LIU Xinyu, et al. Application of on-line monitoring of organic pesticides in water source area[J]. Water Resources Protection, 2014, 30(5):77-80. (in Chinese))
- [9] WISE S A, SANDER L C, MAY W E. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons by liquid chromatography[J]. Journal of Chromatography A, 1993, 642(1/2):329-349.
- [10] CEREZO M I, AGUSTÍ S. Polycyclic aromatic hydrocarbons alter the structure of oceanic and oligotrophic microbial food webs[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 101(2):726-735.
- [11] SOTO C, HELLEBUST J A, HUTCHINSON T C, et al. Effect of naphthalene and aqueous crude oil extracts on the green flagellate *Chlamydomon asangulosa*. I: growth[J]. Canadian Journal of Botany, 1975, 53(2):109-117.
- [12] RUBINSTEIN N I, GILLIAM W T, GREGORY N R. Dietary accumulation of PCBs from a contaminated sediment source by a demersal fish (*Leiostomus xanthurus*) [J]. Aquatic Toxicology, 1984, 5(4):331-342.
- [13] DUNSTAN W M, ATKINSON L P, NATOLI J, et al. Stimulation and inhibition of phytoplankton growth by low molecular weight hydrocarbons[J]. Marine Biology, 1975, 31(4):305-310.
- [14] KONG Qingxia, ZHU Lizhong, SHEN Xueyou. The toxicity of naphthalene to marine *Chlorella vulgaris* under different nutrient conditions[J]. Journal of Hazardous Material, 2010, 178(1):282-286.
- [15] 贾沛莉,陈诗雯,代瑞华. 紫外线辐照技术去除藻类的研究进展[J]. 水资源保护, 2017, 33(5):138-144. (JIA Peili, CHEN Shiwen, DAI Ruihua. Research progress of removing algae by ultraviolet irradiation[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(5):138-144. (in Chinese))
- [16] 舒卫先,张云舒,韦翠珍. 洪泽湖浮游藻类变化动态及影响因素[J]. 水资源保护, 2016, 32(5):115-122. (SHU Weixian, ZHANG Yunshu, WEI Cuizhen. Seasonal dynamics of and factors in phytoplankton in Hongze Lake[J]. Water Resources Protection, 2016, 32(5):115-122. (in Chinese))
- [17] CEREZO M I, AGUETÍ S. PAHs reduce DNA synthesis and delay cell division in the widespread primary producer *Prochlorococcus*[J]. Environmental Pollution, 2015, 196:147-155.
- [18] KONG Qingxia, ZHU Lizhong, SHEN Xueyou. Effect of nutrient conditions on the toxicity of naphthalene to *Chlorella pyrenoidosa*[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, 23(2):307-314.
- [19] POKORA W, TUKAJ Z. The combined effect of anthracene and cadmium on photosynthetic activity of three *Desmodesmus* (Chlorophyta) species[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2010, 73(6):1207-1213.
- [20] OTHMAN H B, LEBOULANGER C, LE FLOC' H E, et al. Toxicity of benz (a) anthracene and fluoranthene to marine phytoplankton in culture: Does cell size really matter? [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 243:204-211.
- [21] VENTO DEL S, DACHS J. Prediction of uptake dynamics of persistent organic pollutants by bacteria and phytoplankton[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2002, 21(10):2099-2107.
- [22] ECHEVESTE P, AGUSTÍ S, DACHS J. Cell size dependent toxicity thresholds of polycyclic aromatic hydrocarbons to natural and cultured phytoplankton populations[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(1):299-307.
- [23] CAI Yuanfeng, KONG Fanxiang. Diversity and dynamics of picocyanobacteria and the bloom-forming cyanobacteria in a large

- shallow eutrophic lake (lake Chaohu, China)[J]. Journal of Limnology, 2013, 72(3):38.
- [24] DJOMO J E, DAUTA A, FERRIER V, et al. Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*[J]. Water Research, 2004, 38(7):1817-1821.
- [25] 王秀翠, 高彦征, 朱雪竹, 等. 萘、菲和芘对铜绿微囊藻生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(4):656-663. (WANG Xiucui, GAO Yanzheng, ZHU Xuezhu, et al. Effects of naphthalene, phenanthrene and pyrene on growth of *Microcystis aeruginosa*[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(4):656-663. (in Chinese))
- [26] 张昊飞, 王金辉, 刘材材. 聚球蓝细菌赤潮及生态学意义[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(增刊1):105-108. (ZHANG Haofei, WANG Jinhui, LIU Caicai. *Synechococcus* sp. Bloom and its ecological significance [J]. Marine Environmental Science, 2008, 27(Sup1):105-108. (in Chinese))
- [27] 虞功亮, 宋立荣, 李仁辉. 中国淡水微囊藻属常见种类的分类学讨论:以滇池为例[J]. 植物分类学报, 2007, 45(5):727-741. (YU Gongliang, SONG Lirong, LI Renhui. Taxonomic notes on water bloom forming *Microcystis* species (Cyanophyta) from China: an example from samples of the Dianchi Lake [J]. Acta Phytotaxonomica Sinica, 2007, 45(5):727-741. (in Chinese))
- [28] ZHU Xuezhu, KONG Huoliang, GAO Yanzheng, et al. Low concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons promote the growth of *Microcystis aeruginosa*[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 237/238:371-375.
- [29] 金香琴. 多环芳烃胁迫对淡水生物种群生长及种间关系的影响及其生态风险评估[D]. 长春:东北师范大学, 2014.
- [30] 戴玲芬, 高宏, 夏建荣. 雪松聚球藻对重金属镉的抗性和解毒作用[J]. 应用与环境生物学报, 1998, 4(2):192-195. (DAI Lingfeng, GAO Hong, XIA Jianrong. Tolerance to heavy metal Cd and detoxification of *Synechococcus cedrorum* [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 1998, 4(2):192-195. (in Chinese))
- [31] TSIMILLI-MICHAEL M, STAMATAKIS K, PAPAGEORGIOU G C. Dark-to-light transition in *Synechococcus* sp. PCC 7942 cells studied by fluorescence kinetics assesses plastoquinone redox poise in the dark and photosystem II fluorescence component and dynamics during state 2 to state 1 transition[J]. Photosynthesis Research, 2009, 99(3):243-255.
- [32] RALPH P J, GADEMANN R. Rapid light curves: a powerful tool to assess photosynthetic activity[J]. Aquatic Botany, 2005, 82(3):222-237.
- [33] LIU Y, TSINOREMAS N F, JOHNSON C H, et al. Circadian orchestration of gene expression in cyanobacteria[J]. Genes & Development, 1995, 9(12):1469-1478.
- [34] HRUBA E, TRILECOVA L, MARVANOVÁ S, et al. Genotoxic polycyclic aromatic hydrocarbons fail to induce the p53-dependent DNA damage response, apoptosis or cell-cycle arrest in human prostate carcinoma LNCaP cells[J]. Toxicology Letters, 2010, 197(3):227-235.
- [35] HODGES D M, DELONG J M, FORNEY C F, et al. Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds[J]. Planta, 1999, 207(4):604-611.
- [36] CERNIGLIA C E, GIBSON D T, VAN BAALEN C. Algal oxidation of aromatic hydrocarbons: formation of 1-naphthol from naphthalene by *Agmenellum quadruplicatum*, strain PR-6[J]. Biochemistry and Biophysics Research Communications, 1979, 88:50-58.
- [37] 韩博平, 韩志国, 付翔. 藻类光合作用机理与模型[M]. 北京:科学出版社, 2003.
- [38] HUGLY S, KUNST L, BROWSE J, et al. Enhanced thermal tolerance of photosynthesis and altered chloroplast ultrastructure in a mutant of *Arabidopsis* deficient in lipid desaturation[J]. Plant Physiology, 1989, 90(3):1134-1142.
- [39] 梁英, 金月梅, 田传远. 氮磷浓度对绿色巴夫藻生长及叶绿素荧光参数的影响[J]. 海洋湖沼通报, 2008, (1):120-128. (LIANG Ying, JIN Yuemei, TIAN Chuanyuan. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth and chlorophyll fluorescence parameters of *Pavlova viridis*[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2008, (1):120-128. (in Chinese))
- [40] 梁英, 金月梅, 田传远. 磷限制及恢复对小球藻叶绿素荧光特性的影响[J]. 南方水产科学, 2008, 4(4):1-7. (LIANG Ying, JIN Yuemei, TIAN Chuanyuan. Effects of phosphorus restriction and supplement on the chlorophyll fluorescence parameters of *Chlorella* sp. [J]. South China Fisheries Science, 2008, 4(4):1-7. (in Chinese))
- [41] JONES A, BERKELMANS R. The photokinetics of thermo-tolerance in *Symbiodinium*[J]. Marine Ecology, 2012, 33(4):490-498.
- [42] IHNKEN S, EGGERT A, BEARDALL J. Exposure times in rapid light curves affect photosynthetic parameters in algae[J]. Aquatic Botany, 2010, 93(3):185-194.