

滕益莉, 王沛芳, 任凌霄, 等. 锌和铁对浅水湖泊中浮游植物复苏影响研究: 以玄武湖为例[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(3): 540–547.

TENG Yi-li, WANG Pei-fang, REN Ling-xiao, et al. Impact of zinc and iron on phytoplankton community structure during recruitment: A case study in Lake Xuanwu, Nanjing[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(3): 540–547.

锌和铁对浅水湖泊中浮游植物复苏影响研究 ——以玄武湖为例

滕益莉^{1,2}, 王沛芳^{1,2*}, 任凌霄^{1,2}, 王超^{1,2}, 钱进^{1,2}, 刘佳佳^{1,2}

(1.河海大学环境学院, 南京 210098; 2.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, 南京 210098)

摘 要:选取冬季 12 月的玄武湖水样, 调整培养液的起始金属离子浓度(锌: 0、 3.25×10^{-4} 、 3.25×10^{-3} 、 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 铁: 0、 2.80×10^{-4} 、 2.80×10^{-3} 、 $2.80 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 探讨金属离子锌、铁对浮游植物复苏过程中群落结构的影响。结果表明: 当锌为 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 蓝藻的复苏受到明显的抑制, 绿藻及硅藻的生长受到胁迫作用, Fv/Fm 值分别降至 0.40、0.30、0; 当铁浓度高于 $2.80 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 蓝藻的复苏同样受到抑制, Fv/Fm 值降为 0.45, 而绿藻和硅藻的 Fv/Fm 分别为 0.33 和 0.07。高铁浓度下复苏后的浮游植物以蓝藻门的微囊藻为主, 绿藻门的栅藻次之; 高浓度锌胁迫下复苏后的浮游植物主要为绿藻门的栅藻, 其次是绿藻门的小球藻, 再后是蓝藻门的微囊藻。

关键词:浮游植物; 复苏; 金属离子; 群落结构; 光合作用活性

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2016)03-0540-08 **doi:** 10.11654/jaes.2016.03.018

Impact of zinc and iron on phytoplankton community structure during recruitment: A case study in Lake Xuanwu, Nanjing

TENG Yi-li^{1,2}, WANG Pei-fang^{1,2*}, REN Ling-xiao^{1,2}, WANG Chao^{1,2}, QIAN Jin^{1,2}, LIU Jia-jia^{1,2}

(1.College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China 2.Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Many studies have focused on the effects of temperature, light and dissolved oxygen on the growth of phytoplankton. However, the understanding of metal effects on phytoplankton during recruitment remains unclear. In the present study, water samples taken from Xuanwu Lake in December have been used to clarify the relationship between metal concentration and community structure change during phytoplankton recovery process. The initial zinc (0, 3.25×10^{-4} , 3.25×10^{-3} , $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and iron concentrations (0, 2.80×10^{-4} , 2.80×10^{-3} , $2.80 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were employed in cultivation experiment. Results showed that when zinc concentration was higher than $3.25 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, the recruitment of blue algae was obviously inhibited and the growth of green algae and diatoms was reduced. The Fv/Fm values of these three algae were 0.4, 0.3 and 0, respectively. Similar results were also observed when iron concentration was over $2.80 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The recruitment of blue algae was inhibited. Fv/Fm values of blue algae, green algae and diatoms were reduced to 0.45, 0.33 and 0.07, respectively. It can be concluded that recruited phytoplankton was dominated by *Microcystis* of Cyanophyta, followed by *Scenedesmus* under high iron concentrations, while its dominant species was *Scenedesmus*, followed by *Chlorella* and *Microcystis* under zinc stresses.

Keywords: phytoplankton; recruitment; metal; community structure; Fv/Fm

收稿日期: 2015-08-28

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(51479065); 江苏省优势学科建设项目(PAPD)

作者简介: 滕益莉(1991—), 女, 安徽六安人, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制理论与治理。E-mail: tengyili415@live.com

* 通信作者: 王沛芳 E-mail: pfwang2005@hhu.edu.cn

随着湖泊流域人类活动的日益频繁,大量污染物流入水体,导致湖泊水体水质恶化等一系列的水环境问题。浅水湖泊的水华形成与暴发分为休眠、复苏、生物量增加、上浮与聚集形成水华四个主要阶段^[1]。越冬复苏期间的藻细胞的生理活性最为薄弱、生物量最低^[2],如果此时对浮游植物加以控制将有效减少水体中浮游植物的生物量,从而控制水华的暴发。浮游植物复苏的影响因子主要为温度、光照、营养盐、水动力^[3-6],但湖泊的水体环境较为复杂,还包括锌、铁、铜、镁等金属离子的影响。研究表明,适当的锌、铁可促进浮游植物的生长^[7],但高浓度的锌、铁会导致浮游植物细胞氧化系统受到破坏^[8],改变浮游植物吸收营养盐(N、P、Si等)的速率和比例,影响浮游植物的种间竞争,进而影响其群落结构^[9-10]。Kleinübing等^[11]指出蓝藻细胞壁带有负电荷,具有较大的比表面积和粘性,可提供多种功能团与金属离子结合。汪莘等^[12]认为蓝细菌体内也存在金属离子的结合点位,同时可以通过胞外多糖络合金属离子。闫峰等^[13]研究发现,铁离子浓度为 $1.14 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,铜绿微囊藻与四尾栅藻生长状态良好。而李瑞香等^[14]指出,铁的浓度为 $2.80 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,新月菱形藻与中肋骨条藻细胞密度较大,生长较快。田程^[15]研究金属离子对浮游植物生长影响的结果表明,蛋白核小球藻在锌离子浓度为 $1.75 \times 10^{-5} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时生长状态最佳。可见关于金属离子对浮游植物生长的研究已趋于成熟,而金属离子对其复苏的影响却未见报道。

本文以Phyto-PAM为测量手段,探索金属离子锌、铁对浅水湖泊中常见的蓝藻、绿藻、硅藻复苏时叶绿素含量的变化及对最大光量子产量(光合效率)的影响,旨在了解浮游植物复苏过程中群落结构的变化规律,进一步认识水华暴发的机理,为控制水华暴发提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2014年12月20日采集实验样品于南京市玄武湖东南湖区($32^{\circ}4'2.97''\text{N}$, $118^{\circ}48'4.61''\text{E}$)。玄武湖面积 3.7 km^2 ,平均水深 1.14 m ,最大水深为 2.31 m ,蓄水量为 $5 \times 10^6 \text{ m}^3$,是典型的浅水型淡水湖泊。玄武湖的浮游植物组成主要是蓝藻、绿藻及硅藻,其优势藻种为微囊藻,曾在2005年暴发大规模的蓝藻水华^[16]。玄武湖水体TN、TP的质量浓度范围分别为 $1.43 \sim 2.96$ 、 $0.05 \sim 0.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[17],水质处于中度富营养化到

重度富营养化状态之间。湖区水体中金属离子锌、铁的平均含量分别可达到 0.007 、 $0.154 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[18],属于轻度污染。实验用 5 L 有机玻璃采水器从表层水开始,每隔 50 cm 进行分层采样,分别采取深度为 0 、 50 、 100 、 150 cm 水样四份。采样时水体的温度、溶解氧、pH、浊度和叶绿素用水质仪YSI6600(Yellow Spring Instruments, USA)测定。水样采集 2 h 内送至实验室进行处理保存。为了避免采样点浮游植物种类垂直分布的不均匀,将不同水层的水样等比例混合后放入 4°C 冰箱黑暗中保存 10 d ,使水中的浮游植物完全处于越冬状态^[6]。

1.2 实验方法

以往的研究表明^[3-6],适宜的温度、较高的营养盐、合适的氮磷比、充沛的光照更有利于浮游植物的复苏,本实验选取无菌的HGZ培养基给浮游植物提供充足的营养、温度及合适的光照,消除了温度、光照及营养盐等方面的差异。先分别配置缺锌、铁的HGZ培养基,再分别添加浓度为 0 、 3.25×10^{-4} 、 3.25×10^{-3} 、 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的硫酸锌(标记为Zn0、Zn1、Zn2、Zn3)和浓度分别为 0 、 2.80×10^{-4} 、 2.80×10^{-3} 、 $2.80 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的柠檬酸铁胺^[18](标记为Fe0、Fe1、Fe2、Fe3)。为了避免不同锌、铁的交叉影响,分别在不同浓度梯度的锌实验组中铁的浓度按照HGZ培养基的配方添加,同样不同浓度铁的实验组中锌的浓度也按照HGZ培养基的配方添加。培养基中所含的EDTA与锌、铁结合形成的螯合物将被浮游植物吸收利用,但少量沉淀对结果影响较小^[18-19]。每次实验前,将所用的实验仪器放入 120°C 消煮锅进行灭菌消毒 2 h 。实验时用玻璃棒搅拌水样,充分混匀,避免浮游植物的种类和生物量的不同给实验带来误差。使用移液管取 10 mL 均匀混合水样添于 150 mL 改进的HGZ培养基中,混合后放入光照培养箱中培养,温度设置为 16°C ,光照强度 2000 lx ,光暗周期为 $12:12$ ^[3]。每天摇晃锥形瓶 3 次,使藻类处于悬浮状态,避免产生瓶壁效应。每个浓度设置 3 个平行样,培养器皿为 250 mL 锥形瓶,实验周期为 20 d 。所有药品均为分析纯。

1.3 分析测定方法

1.3.1 浮游植物镜检

由于Phyto-PAM的叶绿素检测限为 $0.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,为了充分了解初始实验组浮游植物种类的组成,使用显微镜对物种进行鉴定。取 3 mL 混合水样于 5 mL 的离心管中,放入 100°C 水浴锅中 5 min ,充分摇匀,取 $100 \mu\text{L}$ 均匀混合水样于浮游植物计数框,在 40 倍的

光学显微镜下进行物种鉴别及计数,重复 3 次。

1.3.2 叶绿素荧光参数的测定

Phyto-PAM 用于测定水体中浮游植物的光合作用活性,它能够区分不同种群的浮游植物(蓝藻、绿藻和硅藻),同时分别测定其叶绿素含量及最大光量子产量(F_v/F_m), F_v/F_m 即为最大可变荧光(F_m-F_o)与 F_m 的比值,反映了植物对光量子的最大利用潜能。因为快速光曲线与光合作用放氧量之间存在较好的线性关系,所以 F_v/F_m 也可以反映植物的光合作用活性。浮游植物的荧光参数采用 Phyto-PAM(Walz, Efeltrich, Germany)荧光仪测定,控制软件为 PhytoWin2.1。分别在实验第 0、3、7、10、12、16、20 d 测量水体中蓝藻、绿藻、硅藻及总叶绿素含量和各自的最大光量子产量,可得到浮游植物群落结构和最大光量子产量随时间的变化规律。具体操作步骤为:取水样 2.0 mL,经暗适应 15 min,首先打开测量光(ML),待初始荧光稳定后得到最小荧光(F_o),随后打开饱和脉冲(Saturation Pulse),得到最大荧光(F_m)。随即将测量光频率调为 32 Hz,而实时荧光(F_t)与叶绿素有较好的线性关系,可得到蓝藻、绿藻、硅藻及总叶绿素含量。

1.4 数据分析

为保证分析的准确性,采用空白及多重样品进行平行测定。采用 Excel 2007 和 Origin 8.5 软件对获得数据进行分析处理。

2 结果与分析

2.1 玄武湖水样理化参数

玄武湖从表层水至上覆水的各个指标相差较小,温度在 6.43~8.19 ℃之间波动,溶解氧为 8.90~11.05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,pH 值为 8.40 ± 0.07 ,浊度在 $(5.2\pm1.2)\text{Ntu}$ 之间,叶绿素为 $(6.89\pm1.31)\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2.2 浮游植物种属的组成

Phyto-PAM 检测表明,绿藻及硅藻的叶绿素含量分别为 $(2.62\pm0.46)\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(4.21\pm0.69)\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,最大光合潜能 F_v/F_m 可分别达到 0.34 ± 0.13 和 0.42 ± 0.19 ,蓝藻含量低于检测限。对水样进行镜检发现,水体中有少量的鱼腥藻(*Anabaena flos-aquae*)、蓝纤维藻(*Dactylococcopsis acicularis*)、微囊藻(*Microcystis* sp.)等蓝藻种属,但优势藻种为绿藻及硅藻,如小球藻(*Chlorella vulgaris*)、栅藻(*Scenedesmus* sp.)、卵囊藻(*Oocystis* sp.)、小环藻(*Cyclotella* sp.)、舟形硅藻(*Navicula* sp.)、直链硅藻(*Melosira* sp.)数量较多(表 1)。

表 1 玄武湖初始水样中浮游植物的组成
Table 1 Community composition of phytoplankton in initial water samples from Xuanwu Lake

藻类	初始主要藻类组成	细胞密度/ $\times 10^4\text{ cells}\cdot\text{mL}^{-1}$
蓝藻	鱼腥藻	0.08
	蓝纤维藻	0.33
	微囊藻	0.21
绿藻	小球藻	1.96
	卵囊藻	0.87
	栅藻	3.12
硅藻	小环藻	1.74
	舟形硅藻	4.36
	直链硅藻	2.53

2.3 浮游植物的生长变化曲线

由图 1a 可以看出,随着金属离子锌的浓度变化,浮游植物的复苏状况呈现先抑制、再促进、再抑制的状态。当锌浓度为 $3.25\times 10^{-4}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,浮游植物的复苏时间最短,生长量最大,第 20 d 时达到 $1.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,高于缺锌实验组中的浮游植物的生物量;浮游植物在锌的浓度为 $3.25\times 10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,生物量明显低于对照组,显示浮游植物受到锌的胁迫作用;同时锌浓度为 $3.25\times 10^{-3}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的高锌实验组中,浮游植物的质量

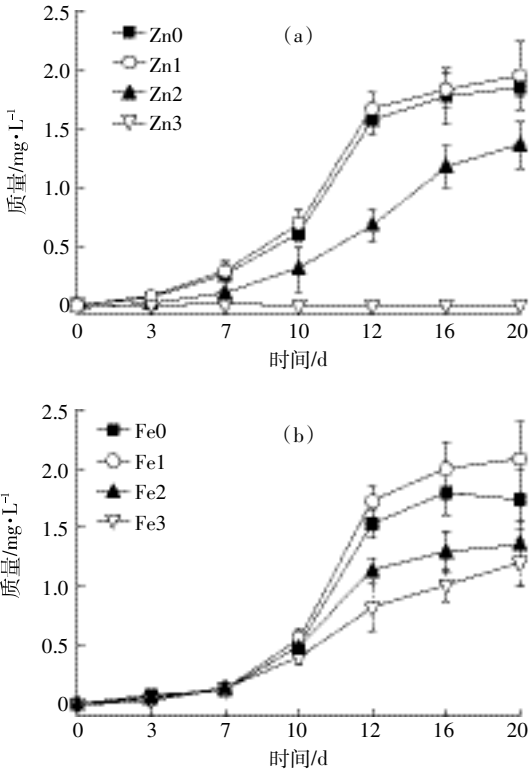


图 1 浮游植物复苏时生长曲线

Figure 1 Phytoplankton growth curves during recruitment

一直保持不变,即浮游植物已停止生长,在此浓度下浮游植物的生长严重受到锌的胁迫。

由图 1b 观察到,随着铁离子浓度的逐步增加,浮游植物的生长趋势同样呈现出抑制、再促进、再抑制的状态,即当铁的浓度适量时,浮游植物的复苏状态较好,缺铁和铁过量均抑制其生长;第 7 d 时,浮游植物的生理生化活性开始缓慢恢复,生物量开始增加。实验前期,各实验组中浮游植物复苏状况大致相同,之后,铁浓度为 $2.8 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 实验组中的浮游植物生物量低于其他实验组,说明此时,浮游植物的复苏受到铁离子的胁迫;而当铁的浓度为 $2.8 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,浮游植物的生物量最大,复苏状态最佳。

2.4 最大光量子产量 F_v/F_m 的变化

由图 2 可以了解到在金属离子锌、铁的作用下蓝藻、绿藻、硅藻 F_v/F_m 随时间的变化规律。硅藻的 F_v/F_m 在所有实验组中均有所降低,在高浓度锌胁迫下,其 F_v/F_m 降为 0,在显微镜观察下也未发现硅藻。绿藻在所有的实验组中 F_v/F_m 一直维持在 0.5~0.6 之间,但在铁浓度达 $2.8 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时其值降至 0.4 左右,说明绿藻生长受到铁的胁迫作用;绿藻的 F_v/F_m 随着锌的浓度增加而有所降低,当锌浓度为 3.25×10^{-2}

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,绿藻的生长明显受到抑制。在实验早期阶段,蓝藻的生理生化活性较低,藻细胞的 F_v/F_m 低于绿藻及硅藻,随着藻细胞活性的恢复,藻细胞的 PSII 光和系统得到充分恢复,其 F_v/F_m 值达到 0.6,在高铁浓度中超过绿藻,说明复苏之后蓝藻对铁的耐受力高于其他浮游植物。

2.5 浮游植物群落结构的变化

不同浓度的金属锌离子对冬季浮游植物复苏时群落结构变化的影响如图 3 所示。硅藻在实验开始所占比例较高,高于 50%,随着浮游植物的生长,其比例有所降低,特别是当锌浓度为 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,比例降为 0;低浓度锌时,经过一段时间的适应过程,硅藻比例有所上升,但不超过 25%。在实验开始一周内,绿藻的比例大幅上升,高达 50% 以上,在高浓度锌时,其比例继续增加至 75%;低浓度锌时,绿藻的比例有所降低,特别是在锌浓度为 $3.25 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,降到 20%。冬季蓝藻处于休眠期,在实验开始时,其含量较低,前 12 d 一直缓慢增长,在锌浓度为 $3.25 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时蓝藻比例超过 50%,但在锌浓度达到 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其比例一直在 20% 左右,可见低浓度的锌有利于蓝藻的复苏。随着锌浓度增加,绿藻逐渐成为

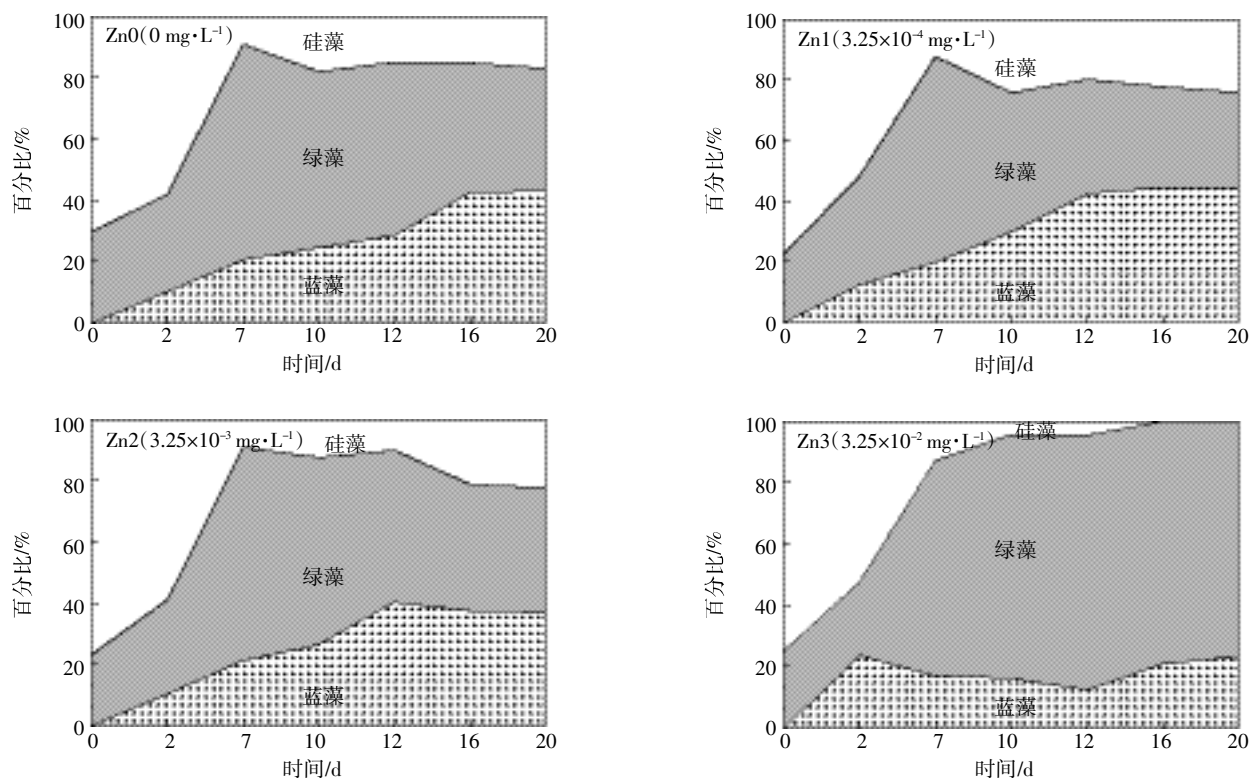


图 3 浮游植物复苏时在不同锌浓度下群落结构的变化

Figure 3 Variation of phytoplankton community structure at different concentrations of Zn during recruitment

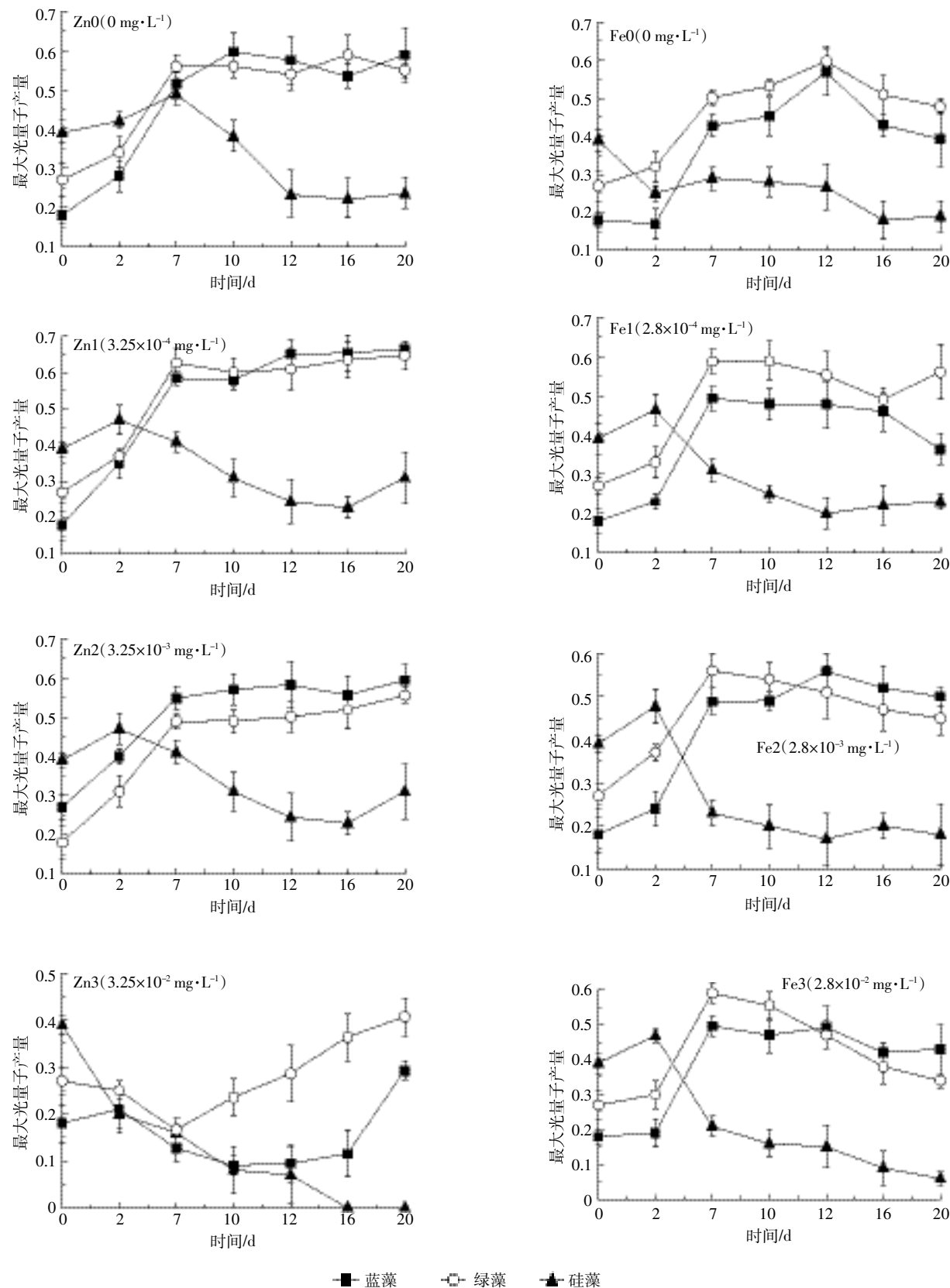


图 2 在不同锌、铁浓度下蓝藻、绿藻、硅藻的 F_v/F_m 值变化

Figure 2 Variation of F_v/F_m of blue algae, green algae, and diatoms at different concentrations of Zn and Fe

优势藻种。硅藻在实验前期处于优势地位,在环境适宜时,其逐渐失去生长优势,被蓝藻、绿藻所取代。

图4展示了在不同铁浓度时浮游植物复苏过程中群落的交替变化。所有实验组中硅藻比例随着实验的进行而下降,由50%降至10%~20%。绿藻在低浓度铁中依旧保持优势地位,但在高浓度铁中,比例逐渐降低。由于初始水样中蓝藻含量低,实验前10 d,其比例一直较低,但在实验后期的高浓度铁中,蓝藻的比例逐渐上升,甚至超过绿藻,成为优势藻。可见绿藻在低浓度铁中成为优势藻,但在高铁浓度的实验组中,逐渐被蓝藻所取代。

2.6 群落组成

实验后期浮游植物在不同金属离子浓度下的群落结构变化如图5所示。在所有实验组中绿藻门主要以栅藻为主,小球藻次之;蓝藻门中微囊藻为主要优势藻种,鱼腥藻次之;小环藻则是硅藻门中的主要藻种,同时存在少量的舟形硅藻。在适宜的锌离子浓度下,浮游植物的群落组成主要为微囊藻、栅藻、小环藻、小球藻等,随着锌离子浓度的增加,栅藻和小球藻所占百分比增加,当锌离子浓度为 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,培养液中只存在栅藻、小球藻和微囊藻,绿藻门藻类处于优势地

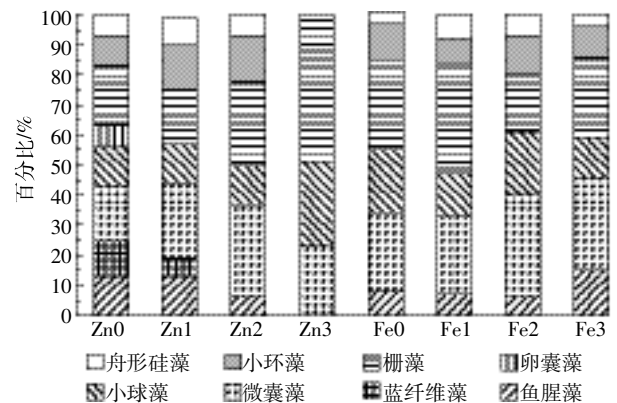


图5 不同锌、铁浓度下浮游植物第20 d时的群落组成

Figure 5 Phytoplankton community composition at different concentrations of Zn and Fe on day 20

位。随着铁离子浓度的增加,水体中的优势藻逐渐由栅藻演替为微囊藻。硅藻门中舟形硅藻及小环藻在所有的铁实验组中均有发现,但所占比例一直较低。

3 讨论

金属离子的浓度过高时,将使浮游植物的生长受到一定的抑制,表现出生长速率降低,光合系统活性

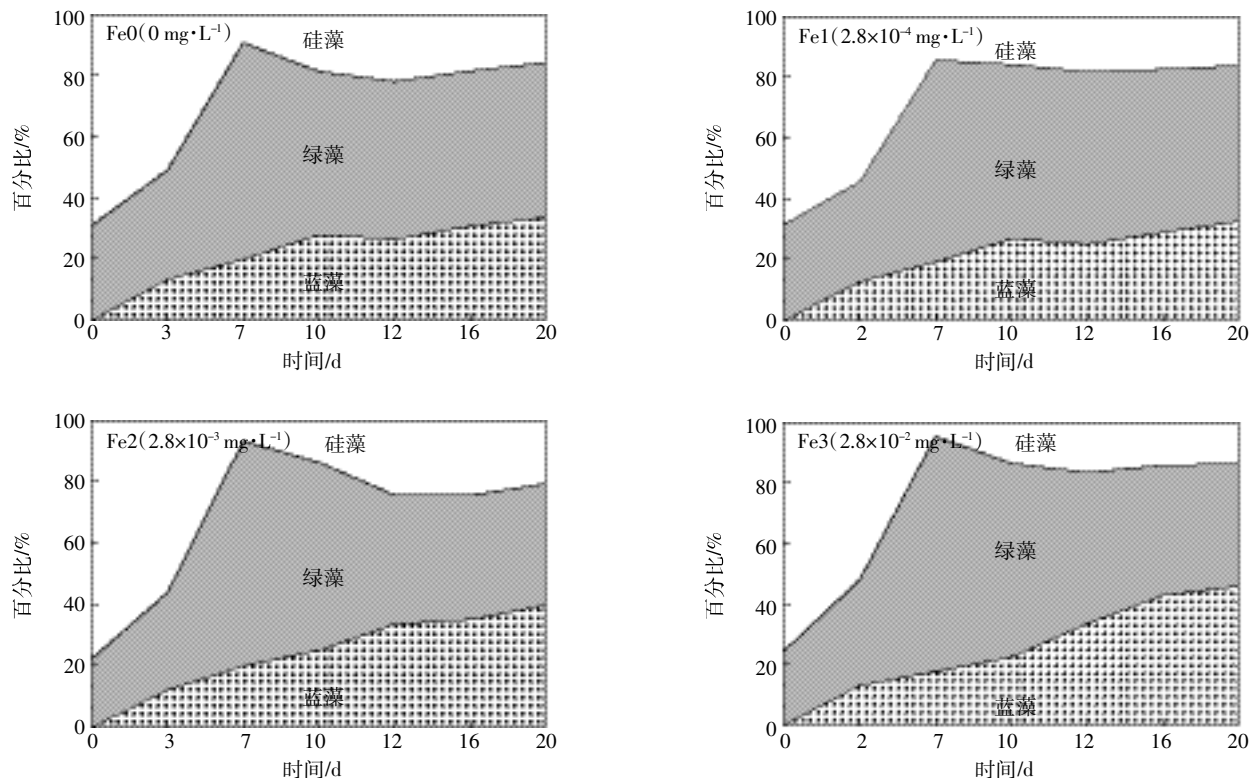


图4 浮游植物复苏时在不同铁浓度下的群落结构的变化

Figure 4 Variation of phytoplankton community structure at different concentrations of Fe during recruitment

受到抑制,甚至生物量减少等现象。本文结果同样表明,过量的金属离子抑制浮游植物的复苏。在锌、铁浓度分别为 3.25×10^{-4} 、 $2.8 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 下,浮游植物的生物量最大,复苏状态达到最佳;而当锌、铁的浓度为 3.25×10^{-2} 、 $2.8 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,浮游植物的复苏则受到严重的抑制作用。有学者指出^[20],过量的金属离子导致浮游植物的氧化系统受到胁迫,抑制其光系统的活性,而使其生长受到限制。

通过 PAM 检测藻细胞的 PSII 光合系统了解到,锌离子浓度高于 $3.25 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,蓝藻的 Fv/Fm 下降,PSII 光合系统受到抑制,生物量也明显下降;而绿藻的 Fv/Fm 值一直高于 0.4,相应地,生物量高于蓝藻及硅藻。可见绿藻对锌胁迫作用的耐受力高于复苏阶段的蓝藻。锌离子毒性试验中发现,斜生栅藻的耐受毒性能力大于铜绿微囊藻^[15],可能是斜生栅藻细胞具有较高的外排作用和胞内解毒作用。高浓度金属离子对硅藻复苏的影响尤为明显,如锌的浓度为 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, Fv/Fm 值降为 0,硅藻全部死亡。在锌离子的浓度为 $2.66 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,锌离子的毒性使小环藻的细胞器及细胞膜膨胀,影响细胞的正常生长^[21]。有研究指出^[22],在生长阶段硅藻受金属离子锌的半抑制浓度为 $0.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而绿藻受金属离子锌的半抑制浓度为 $2.47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

在高浓度铁离子的胁迫作用下,蓝藻的 Fv/Fm 值高于其他浮游植物,从而在此浓度下蓝藻的生物量也占优势地位。可见,蓝藻在复苏时对铁的耐受力高于其他浮游植物。刘静^[23]在研究铁离子对浮游植物的生理生态效应研究中发现,高浓度的铁离子可促进铜绿微囊藻细胞的生长和光合作用,并且铜绿微囊藻毒素的合成随着铁离子浓度的升高而缓慢上升。因此控制水体中的铁含量对抑制铜绿微囊藻的暴发有着重要现实意义。金属离子不仅构成浮游植物生长要素循环过程中的重要组成部分^[24],对进一步认识浅水湖泊水华暴发机制也具有一定的研究意义。

4 结论

(1)浮游植物的复苏与金属离子的含量具有一定的相关性,当锌、铁浓度分别高于 3.25×10^{-3} 、 $2.8 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,浮游植物的复苏受到抑制作用。

(2)复苏时期不同的浮游植物种属对金属离子的耐受力各不相同。绿藻在复苏时对锌的耐受力高于其他浮游植物,锌的浓度高于 $3.25 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,绿藻

门的栅藻和小球藻为水体中的优势藻种;而蓝藻在复苏时对铁的胁迫作用的耐受力高于其他浮游植物,铁的浓度高于 $2.8 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,蓝藻门的微囊藻为水体中的优势藻种。

参考文献:

- [1] Tan X, Kong F X, Cao H S, et al. Seasonal variation of *Microcystis* in Lake Taihu and its relationships with environmental factors[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21(7): 892–899.
- [2] 吴晓东,孔繁翔,曹焕生,等.越冬浮游植物光合作用活性的原位研究[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(2): 139–145.
WU Xiao-dong, KONG Fan-xiang, CAO Huan-sheng, et al. In situ study on the photochemical vitality of overwintering phytoplankton[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2007, 19(2): 139–145.
- [3] Tan X, Kong F X. Effects of enhanced temperature on algae recruitment and phytoplankton community succession[J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(6): 578–582.
- [4] Kristina A, Blomqvist P. Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions[J]. *Journal of Plankton Research*, 2002, 24(11): 1247–1252.
- [5] Ståhl-Delbanco A, Lars-Anders H, Gyllström M. Recruitment of resting stages may induce blooms of *Microcystis* at low N:P ratios[J]. *Journal of Plankton Research*, 2003, 25(9): 1099–1106.
- [6] Ståhl-Delbanco A, Lars-Anders H. Effects of bioturbation on recruitment of algal cells from the "seed bank" of lake sediments[J]. *Limnol Oceanogr*, 2002, 47(6): 1836–1843.
- [7] Li C, Liang W Y, Wang J L. Influence of iron to the growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2009, 32(4): 6–10.
- [8] Pollinger U, Kaplan B, Berman T. The impact of iron and chelators on Lake Kinneret phytoplankton[J]. *Journal of Plankton Research*, 1995, 17(10): 1977–1992.
- [9] Imai A, Fukushima T, Matsushige K. Effects of iron limitation and aquatic humic substances on the growth of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1999, 56(10): 1929–1937.
- [10] Bertrand M, Poirier I. Photosynthetic organisms and excess of metals[J]. *Photosynthetica*, 2005, 43(3): 345–353.
- [11] Kleinübing S, Silva E, Sliva M, et al. Equilibrium of Cu(II) and Ni(II) biosorption by marine algae *Sargassum filipendula* in a dynamic system: Competitiveness and selectivity[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(7): 4610–4617.
- [12] 汪 苹,胡章立.衣藻细胞的重金属结合特性及其抗性机制[J]. *环境科学与技术*, 2009, 32(1): 84–89.
WANG Ping, HU Zhang-li. Mechanism of heavy metal tolerance and binding properties in *Chlamydomonas*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 32(1): 84–89.
- [13] 阎 峰,储昭升,金相灿,等. Fe(III)对太湖铜绿微囊藻和四尾栅藻竞争的影响[J]. *环境科学研究*, 2007, 20(5): 61–65.
YAN Feng, CHU Zhao-sheng, JIN Xiang-can, et al. Effects of Fe on

- the growth competition of *Microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2007, 20(5): 61–65.
- [14] 李瑞香, 朱明远. 铁对自然群落浮游植物生长的影响[J]. 海洋科学进展, 2004, 22(1): 50–54.
- LI Rui-xiang, ZHU Ming-yuan. Impact of iron on the growth of natural phytoplankton community[J]. *Advances in Marine Science*, 2004, 22(1): 50–54.
- [15] 田 程. 藻类荧光对重金属毒性响应规律的研究[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2010.
- TIAN Cheng. Study on the discipline of algae fluorescence response to heavy metal toxicity[D]. Shijiazhuang: Hebei University of Science & Technology, 2010.
- [16] 汪育文, 李建宏, 吴 敏. 南京玄武湖微囊藻水华种类组成的研究[J]. 环境科学, 2007, 28(10): 2187–2191.
- WANG Yu-wen, LI Jian-hong, WU Min. Composition of microcystis species of the cyanobacterial bloom in Xuanwu Lake of Nanjing[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2007, 28(10): 2187–2191.
- [17] 赵大勇, 马 婷. 南京玄武湖富营养化及重金属污染现状[J]. 河海大学学报: 自然科学版, 2012, 40(1): 83–87.
- ZHAO Da-yong, MA Ting. Study on eutrophication and heavy metal pollution of Xuanwu Lake[J]. *Journal of Hehai University(Natural Sciences)*, 2012, 40(1): 83–87.
- [18] 李晓晨, 赵 丽, 王 超. 玄武湖上覆水间隙水和沉积物中的重金属分布研究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(5): 4–6.
- LI Xiao-chen, ZHAO Li, WANG Chao. Trace metal levels in overlying water, pore water and sediment of Xuanwu Lake, Nanjing[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(5): 4–6.
- [19] 储昭升, 金相灿, 阎 峰. EDTA 和铁对铜绿微囊藻和四尾栅藻生长和竞争的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(11): 2457–2461.
- CHU Zhao-sheng, JIN Xiang-can, YAN Feng. Effects of EDTA and iron on growth and competition of *Microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2007, 28(11): 2457–2461.
- [20] Branco D, Lima A. Sensitivity of biochemical markers to evaluate cadmium stress in the freshwater diatom *Nitzschia palea* (Kützinger) W. Smith[J]. *Aquatic Toxicology*, 2010, 99(2): 109–117.
- [21] 丁腾达, 倪婉敏, 张建英. 硅藻重金属污染生态学研究进展[J]. 应用生态学报, 2012, 23(3): 857–866.
- DING Teng-da, NI Wan-min, ZHANG Jian-ying. Research advances in heavy metals pollution ecology of diatom[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(3): 857–866.
- [22] 张首临, 刘明星, 李国基, 等. 4 种重金属离子对海洋三角褐指藻生长影响的研究[J]. 海洋与湖沼, 1995, 26(6): 582–585.
- ZHANG Shou-lin, LIN Ming-xing, LI Guo-ji, et al. Influence of toxicity of heavy metal ions to growth of *Phaeodactylum tricornutum*[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1995, 26(6): 582–585.
- [23] 刘 静. Fe^{3+} 对富营养化水体中三种常见淡水藻类生长的影响[D]. 扬州: 扬州大学, 2008.
- LIU Jing. Effects of Fe^{3+} on the growths of three common algae in fresh water[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2008.
- [24] 王颖雪, 王沛芳, 王 超, 等. 太湖浮游植物中重金属含量的季节变化特征及湖区差异[J]. 湖泊科学, 2015, 27(2): 258–265.
- WANG Ying-xue, WANG Pei-fang, WANG Chao, et al. Seasonal variation and distribution characteristics of heavy metals in phytoplankton of different parts of Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2015, 27(2): 258–265.