

农村污染河道生态修复中浮游植物的群落特征

刘娅琴, 刘福兴, 宋祥甫, 邹国燕*, 付子轼, 潘琦

(上海市农业科学院, 上海 201403)

摘要:以沸石和生态浮床构建丁型潜坝, 结合曝气及边坡湿地等措施在直湖港支流朱家浜(太湖北部)实施生态修复工程。从浮游植物群落的角度, 考察生态修复工程对农村污染河道的修复效果。结果显示: (1)生态修复改变了浮游植物的群落结构及演替方向, 硅藻门、绿藻门、甲藻门的部分种类取代了蓝藻门、隐藻门的优势地位; (2)生态工程显著抑制了浮游植物群落的现存量, 修复期间浮游植物总生物量均小于 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; (3)生态修复过程中浮游植物的生物多样性维持在相对较高的水平(Shannon-Wiener 指数平均值为 2.32)。结合生态修复工程对水质的净化效率及浮游植物现存量与水体营养盐水平之间的相关性分析可知, 生态修复工程对水体营养盐的有效去除是浮游植物群落特征发生变化的主要因素之一。

关键词:生态工程; 水体修复; 浮游植物

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2015)01-0162-08 **doi:** 10.11654/jaes.2015.01.023

Characteristics of Phytoplankton Community in Country Contaminated Ditches During Ecological Restoration

LIU Ya-qin, LIU Fu-xing, SONG Xiang-fu, ZOU Guo-yan*, FU Zi-shi, PAN Qi

(Shanghai Academy of Agricultural Sciences, Shanghai 201403, China)

Abstract: An ecological restoration project of a delta submerged dam constructed by zeolite and floating bed, combined with aeration and wetlands, was conducted in Zhujia ditch, a tributary of the Zhihu river located to the north of Lake Taihu. Water quality and phytoplankton community were investigated during the ecological restoration. The ecological restoration changed the community structure and succession direction of phytoplankton. The dominant Cyanophyta and Cryptophyta were replaced by species belonged to Bacillariophyta, Chlorophyta and Pyrrophyta. The standing crop of phytoplankton was inhibited significantly by ecological restoration, and the total phytoplankton biomass was less than $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ of during the restoration. However, the biodiversity of phytoplankton maintained at a relatively high level, with the mean Shannon-Wiener index of 2.32 during the ecological restoration. The removal of nutrients by the ecological restoration was a major factor influencing the phytoplankton community changes.

Keywords: ecological restoration; water remediation; phytoplankton

2013 年中国环境状况公报显示: 十大流域的国控断面中, IV 类、V 类和劣 V 类水质占到近 30%, 27.8% 的淡水湖库呈富营养化状态, 其中三大湖(太湖、滇池、巢湖)无一例外^[1]。由水体富营养化引发的蓝藻水华近年愈演愈烈, 一些水源地频传水危机(如 2007 太湖水危机), 部分污染严重的水体已逐渐丧失其生态功能, 严重影响到人类的健康和发展。据国家

环保部 2010 年 2 月 9 日发布的《第一次全国污染源普查公报》, 农业源总氮(TN)、总磷(TP)排放量分别达 270.46 万、28.47 万 t, 占排放总量的 57.2% 和 67.4%^[2]。在美国, 大量的农田养分流失是造成全美内陆湖泊富营养化的主要原因, 全国 64% 的河流和 57% 的湖泊受到农田径流污染的直接冲击^[3]。农业源污染已成为水环境污染的最重要来源, 农业源污染控制逐步成为现代农业和社会可持续发展的重大课题, 成为建设资源节约与环境友好型社会的瓶颈之一。

对农业面源污染的治理, 在做好环境规划、推广生态农业技术、建立长效管理机制的同时, 开展因地制宜的生态修复工程也是综合治理中积极的尝试^[4-5]。

收稿日期: 2014-07-11

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-004)

作者简介: 刘娅琴(1981—), 女, 硕士, 助理研究员, 主要研究方向为浮游生物生态学。E-mail: yaqliu@126.com

* 通信作者: 邹国燕 E-mail: zouguoyan@263.net

在农村面源污染治理的“4R”理论^[6]中,生态修复(Re-store)作为最后一环,直接影响综合治理的效果^[7]。早期针对水体污染的生态治理或修复工程缺乏生态系统的全局观意识,多只注重水质的改善^[8-9],但水体修复的最终目的是要恢复水体的生态功能,使其具有自净能力,因而生态修复对水体生态系统中生物组分的影响尤为重要。浮游植物是水体生态系统中的主要初级生产者,其群落特征及变化规律与环境因子有着密切的联系,一些以构建沉水植物为主要手段的生态修复研究开始关注对浮游植物群落的影响^[10-11]。

本研究面向农村受污染的河道,借鉴水利工程中丁坝的设计理念,通过丁坝(水下)改变河道底部地形,影响水体中水流方向污染物的扩散和迁移路径^[12-13],增加污染物在丁坝与河道边界所围成“塘体”内的水力停留时间,同时利用丁坝基质及垂直于坝上方水面上生态浮床的作用,从而实现有效去除污染物、改善水体生境条件^[14-15]的目的。在丁坝的外侧岸带衔接一定面积的河流边坡湿地,进一步处理潜坝与浮床间出水、稳定水质、提高河段水体生态系统的稳定性。通过对水体 N、P 等营养指标及浮游生物现存量、群落结构的检测,从浮游植物群落变化的角度出发,探讨了污染河流生态修复对水体生态系统的影响。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验所在河道为无锡直湖港二级支流朱家浜的西部,该河段深入农村内部,位于浜头的生活污水排放管每天排放生活污水量约为 12 m^3 。据长期监测结果,受生活污水排入的影响,该河段在朱家浜段水质最差,高锰酸盐指数(COD_{Mn})年均值为 $14.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TN

为 $7.88\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、铵氮(NH_4^+-N)为 $4.13\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP 为 $0.28\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,且越接近河道末端(排污口),污染越严重。对河段污染产生直接影响的主要污染物为 TN、 NH_4^+-N 、TP。

1.2 试验工程布设

生态修复试验工程主体设计于距河道西端 25 m 处,由丁型潜坝、水面框架浮床及后续稳定湿地系统组成,其中:丁型潜坝设计于河道底部,高度为 0.6 m,与常水位水面距离为 0.9 m,不影响正常的泄洪,垂直河道与平行河道的长度均为 7 m,宽度为 2.5 m,坝体采用天然沸石铺设,沸石粒径 6~8 cm,总用量约 21 m^3 ;框架浮床与坝体垂直设置,浮床上种植粉绿狐尾藻 [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.]; 稳定湿地设计于坝体东侧北岸,恢复总面积为 54 m^2 ,湿地植物为再力花 (*Thalia dealbata*)。工程主体生态丁型潜坝的结构示意及运行实景见图 1。

以朱家浜末端生活排污口为起点,在距排污口 2 m(对照基准 0#)、7 m(1#)、17 m(丁坝西侧点 2#)、37 m(丁坝东侧点 3#)、77 m(4#)处分别设置采样点。在丁坝系统设置前后,定期对水体主要营养盐指标及浮游植物群落进行采样分析,考察其对水体修复的效果。

1.3 测定方法

工程施工之前对河道本底值进行采样,施工完成后每个月对工程区水体进行采样检测(其中 6 月份遇连续降雨,采样时间往后顺延)。采用 5 L 改良 Patalas 采水器从表层至底层采取混合水样,取其中 1 L,重力沉淀法收集浓缩液,经 1% 的 Lugol 试剂染色固定,定容到 50 mL 待镜检。浮游植物定性、定量检测主要参照胡鸿钧等^[16]的方法,用体积法估算浮游植物的生物量,即 $1\text{ }\mu\text{m}^3$ 相当于 $10^{-6}\text{ }\mu\text{g}$ 鲜重,优势浮游植物种

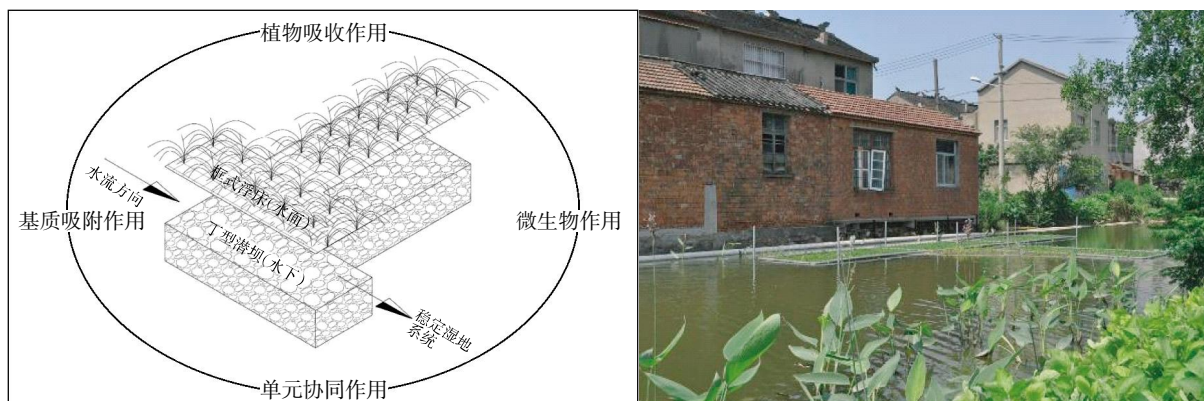


图 1 生态丁型潜坝系统示意图及运行实景

Figure 1 Schematic diagram and operating scene of ecological T type submerged dam system

类的大小随机选取 10~30 个个体测定求平均值^[17]。

于采集检测浮游植物水样的同时,取样或现场测定相关主要理化指标。水温、溶解氧(DO)和 pH 值在试验现场用速测仪测定;TP、TN、NH₄⁺-N 和 COD_{Mn} 等指标采用《水和废水监测方法》第四版^[18]的方法在试验室测定:用钼锑抗分光光度法测定 TP(700 nm),用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定 TN(220/275 nm),用纳氏试剂比色法测定 NH₄⁺-N(420 nm),用酸性法测定 COD_{Mn}。

1.4 数据分析

采用 Shannon-Wiener 多样性指数对工程区浮游植物的群落结构进行分析评价:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i), P_i = n_i/N$$

式中: H' 为多样性指数; n_i 为样本中第 i 种的个数; N 为样本中浮游植物总个数; S 为检测点水体中浮游植物总种数。

使用 SPSS 11.5 软件对浮游植物现存量进行方差分析(ANOVA),不符合正态分布的数据进行平方根或对数处理,不同时间段的检测数据作为重复处理;对浮游植物主要门类的细胞密度、生物量与水体 TN、TP、NH₄⁺-N、COD_{Mn} 含量进行 Pearson 相关性分析,采用双尾判断。

2 结果与讨论

2.1 浮游植物优势类群的时空变化

硅藻门中的小环藻属(*Cyclotella*)在工程全时段的所有断面水体中均为优势属,平均优势度(密度占总密度的百分比)为 29.3%。工程开始之前,隐藻门中

的蓝隐藻属(*Chroomonas*)在各个断面水体中均为优势属(18.5%~37.7%),隐藻门的隐藻属(*Cryptomonas*)则在远离排污口端优势较为明显(20.5%);工程开始之后,蓝隐藻的优势地位降低,只在极少断面中占优势,隐藻属则呈现间歇性优势,绿藻门的栅藻(*Scenedesmus*, 16.4%~22.1%和衣藻(*Chlamydomonas*, 17.6%~27.7%)工程开展后交替成为优势种(图2)。而同时段朱家浜干流直湖港的浮游植物优势种为隐藻、裸藻(*Euglena*)、微囊藻(*Microcystis*)等^[19],生态修复工程的开展可能改变了浮游植物优势种原本的演替方向。通常特定水体中的水生生物相对稳定,而不同营养状态水域中生物组成差异较大^[20-21],对于浮游植物而言,随着水体营养状态的升级,某些属类(蓝藻、绿藻)因为对 N、P 的竞争优势而大量繁殖,而另一些属类(硅藻)会相对减少^[22]。

2.2 浮游植物群落的现存量

修复区河道 5 个断面上,浮游植物细胞密度在初始已达较高水平,平均密度(以 cell·L⁻¹ 计)为 7.37×10⁶,至 5 月 21 日上升至 1.16×10⁷,其中最高的 3# 点达到 1.35×10⁷,若以细胞密度达到 10⁷ cell·L⁻¹ 为水华判定标准,此时河段正处于硅藻水华阶段,随着生态修复工程发挥作用,浮游植物密度迅速下降,至 7 月 6 日时平均值为 2.22×10⁶,低密度一直维持到 10 月底,到 11 月时略有回升;浮游植物生物量的变化趋势与密度一致,均在 5 月份有一个较大的增幅,由最初的 8.23 mg·L⁻¹ 升为 22.45 mg·L⁻¹,随后整个试验期间均在 6 mg·L⁻¹ 以下(图 3)。相比同时段(7—10 月)太湖湖区蓝藻水华大量爆发、浮游植物急速增长的普遍状态^[23],生态修复工程表现出对水体浮游植物现存量

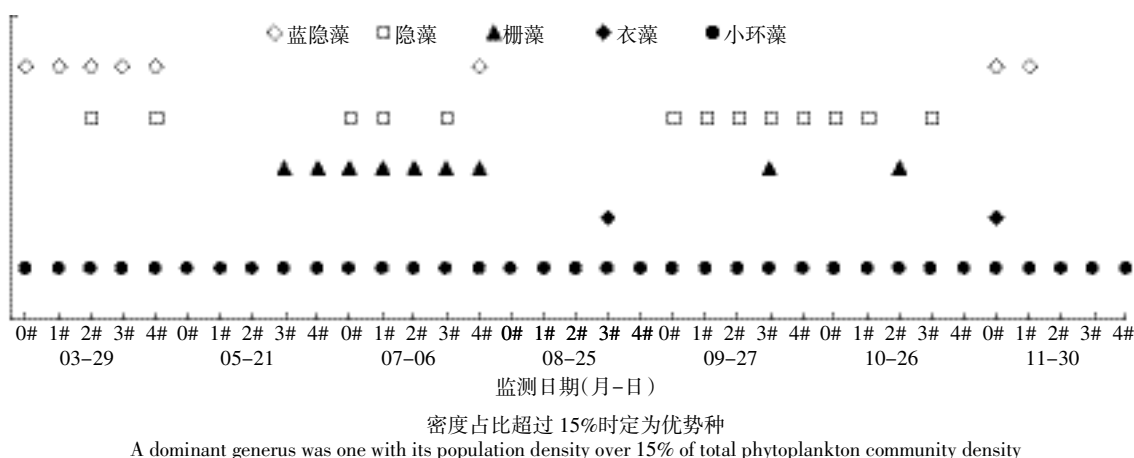


图 2 工程区各监测断面水体中浮游植物优势种群的时间变化趋势

Figure 2 Time dynamics of dominant phytoplankton community in water at various monitored sections during experiment

较好的控制作用^[24]。以水生植被重建为主要手段的惠州西湖生态修复工程,在实施后长达 3 年的时间内仍然能有效抑制浮游植物的发展^[11],而一些复合型生态浮床修复技术在水质净化的基础上,对浮游植物生物量的抑制高达 90%以上^[25]。几大主要门类的现存量随时间的变化趋势大致可以分为两种类型,一种是与总的现存量时间动态一致的蓝藻门、绿藻门、硅藻门,这些门类也是大型富营养型浅水湖泊夏季浮游植物大量增长的主力;另一种是前期水温较低时密度较大,随着水温升高之后密度显著下降的类型,如隐藻门、金藻门(图 4)。

同一个时间点上,工程河道各断面之间浮游植物现存量有一定的差异,但统计学上未达到显著水平。工程开始之前,各断面上浮游植物现存量大致呈现出中间(2# 点附近)高,两边(0#,4#)低的分布,当试验开始之后,逐渐转变为中间低、两边高的形态(图 3、图 4)。这表明系统各组分对水体生态系统的影响并不均一,工程中段对浮游植物表现出更强的抑制作用。有研究显示,多孔填料及浮床植物的根系硝化菌、反硝化菌活性在与曝气措施相结合时,系统对 TN、COD_{Mn} 等营养盐的去除能力显著提升^[15,26],结合浮游植物与各营养盐指标之间的相关性分析(表 1),工程中段的沸石坝体及浮床系统在曝气措施的辅助下,系统对营养盐的有效去除可能是浮游植物现存量下降的主要原因之一。

2.3 浮游植物的群落结构变化

在群落结构上(图 5),该河段以硅藻门、绿藻门、隐藻门为主,表现出富营养水体常见的浮游植物群落结构。硅藻门、绿藻门、隐藻门三者在各个时间点、各断面对总密度的贡献均为 80%左右。前期,隐藻门的优势地位被硅藻门取代,当工程实施后,硅藻门所占

比例略有下降,隐藻门比例回升,绿藻门在工程前后对总密度的贡献值较为稳定;7—10 月,浮游植物群落结构的复杂性有所提升,尤其是 8—10 月,裸藻门和甲藻门的种类对浮游植物现存量的贡献不容忽视。

2.4 浮游植物 Shannon-Wiener 指数变化

以种群中物种种类数和每个种的个数为考核点的 Shannon-Wiener 指数,能同时体现群落组分的丰富度和均匀度,被广泛地用于环境变化对生物的影响研究及评价水环境质量的高低^[27-28],一般来说,多样性指数越大,则水质越好,通常认为指数介于 0~1 的水体为重污染,1~3 为中污染,大于 3 为轻污染或无污染状态。本研究中,5 个断面浮游植物的 Shannon-Wiener 指数处于 1~3 之间(图 6),水体总体呈中污染状态。5 月份,随着温度、TP 等因素的变化,单一种类(本试验中为小环藻)成为现存量的主要贡献者,导致 Shannon-Wiener 指数降至 2 以下,但随着工程的开展,Shannon-Wiener 指数迅速大幅回升,并一直保持在较高水平(范围 2.10~2.56,平均值为 2.32),生态修复对浮游植物多样性的良性改善与提升作用明显,因为同期太湖开阔水域浮游植物的 Shannon-Wiener 指数低得多^[29]。这说明工程的开展不仅有助于抑制浮游植物的现存量,同时还能提高浮游植物的生物多样性、稳定水体生态系统的结构。

2.5 浮游植物与营养盐的相关性分析

以丁坝系统施工完成(2010 年 5 月 20 日)为时间节点,工程实施后监测区域内 5 个断面营养盐水平比实施前明显下降($P<0.05$)^[6]。这表明丁坝系统对水体主要营养盐指标有极好的削减作用,其中对 COD_{Mn}、TN、NH₄⁺-N 和 TP 的平均净去除率分别达到了 46.2%、56.7%、59.7%和 17.4%。

相关性分析显示,蓝藻门、绿藻门和硅藻门的密

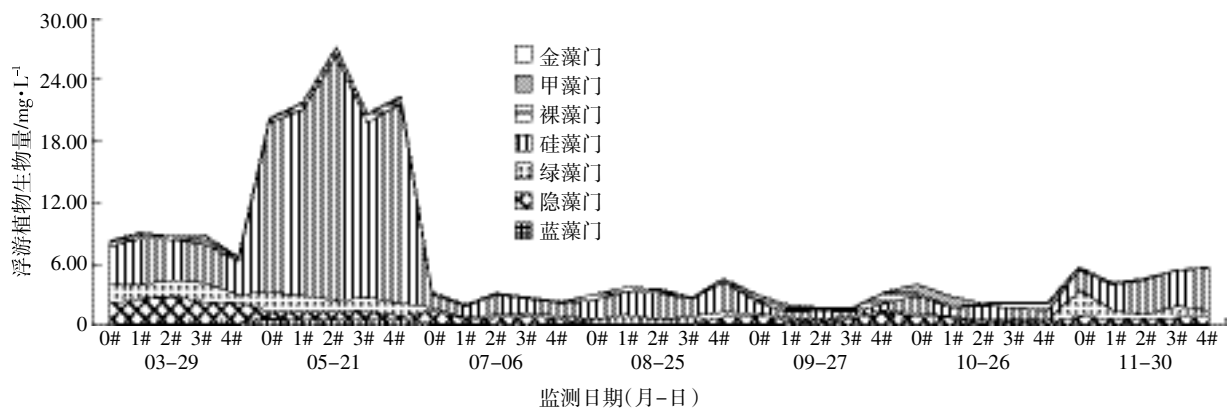


图 3 试验期间浮游植物生物量的变化动态

Figure 3 Dynamics of phytoplankton biomass during experiment

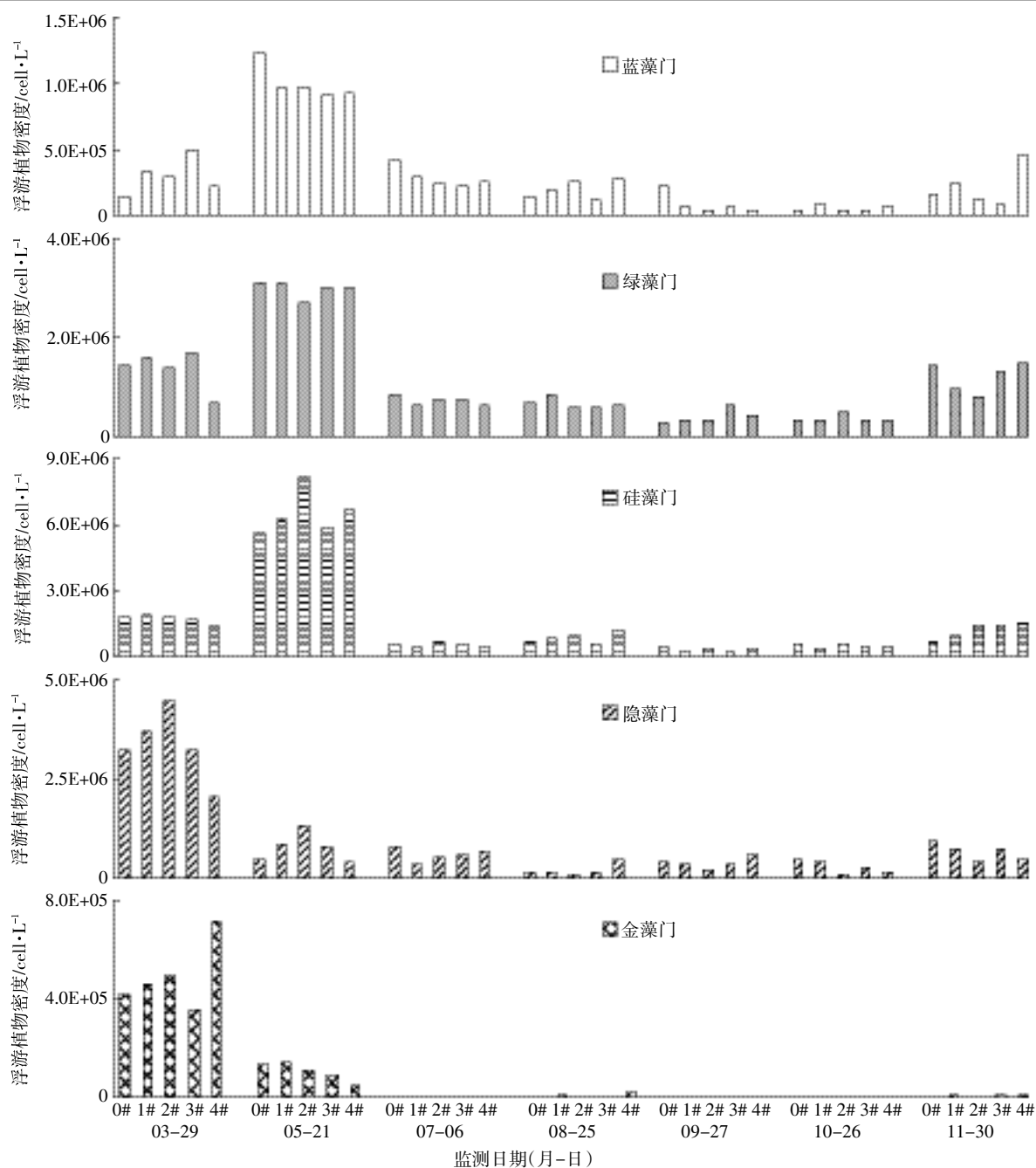


图4 各断面浮游植物主要门类密度的动态变化

Figure 4 Density dynamics of main phytoplankton phyla at monitored cross-sections during experiment

度与水体 COD_{Mn} 、 TN 、 NH_4^+-N 及 TP 之间具有显著正相关关系(表1)。目前普遍认为,营养物质对浮游植物的影响主要集中在 N 或 P 的限制上^[30-31],这种影响不仅仅是对于浮游植物的生物量,更多的体现在浮游植物的种类组成和群落结构上^[32]。本研究水体中, N 、 P 基底值较高,已属于重富营养化水体,因此随着气温的升高,极易产生爆发藻类水华的情形。5月21日的监测中,水体浮游植物密度超过 $10^7 \text{ cell} \cdot \text{L}^{-1}$,已属于水华的范畴,只是不同于同时段的太湖流域水体普遍

爆发的蓝藻水华,本研究出现的藻类爆发以硅藻门的种类占主要优势,可能是因为开阔水面、河道所特有的水文条件^[33]或某些未测定的因素(如 Si 的水平^[34])使得硅藻门在密度和生物量上更具优势。从密度与水体营养因子的相关性及时空变化趋势的角度可归为一类的另一个组别是隐藻门和金藻门(图4),这两个门类的密度和生物量均与 TP 正相关、与 COD_{Mn} 正相关、与 NH_4^+-N 负相关,且与 TP 的正相关性达到了极显著水平,相对而言,隐藻门受 NH_4^+-N 影

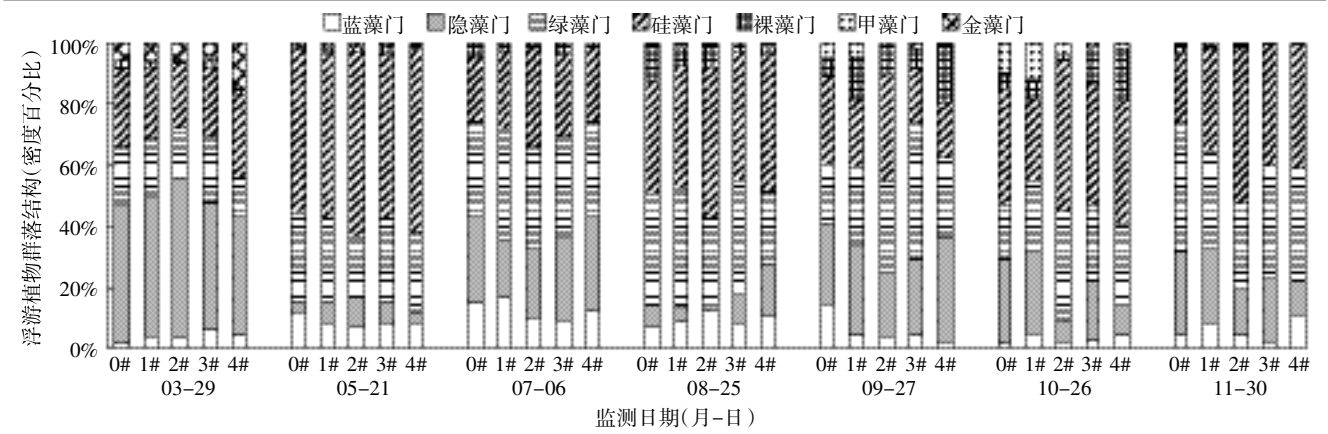


图 5 浮游植物群落结构的时空变化
Figure 5 Temporal and spatial variation of phytoplankton community structure

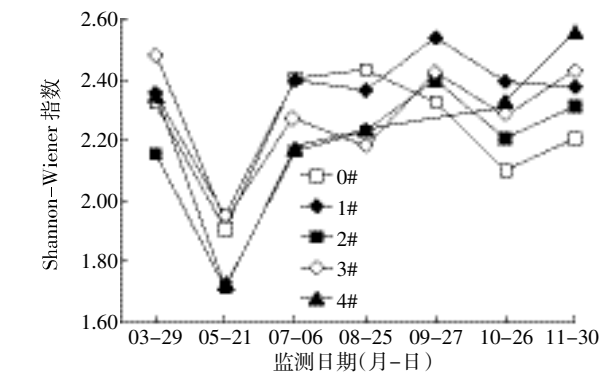


图 6 浮游植物 Shannon-Wiener 指数的时空变化
Figure 6 Temporal and spatial variation of Shannon-Wiener Index of phytoplankton population

响更多一些,而金藻门与 COD_{Mn} 关系可能更密切。

3 结论

(1)生态修复工程实施后,工程区域水体浮游植物群落优势种主要为绿藻门的栅藻、衣藻,硅藻门的小环藻及隐藻门的隐藻、蓝隐藻,而同时段干流直湖港及太湖湖区优势种则是微囊藻、裸藻等,生态修复改变了浮游植物群落原本的演替方向。

(2)生态丁型潜坝系统的设置使得浮游植物群落的现存量维持在较低的水平:各门类密度均在 $10^6 \text{ cell} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,总生物量低于 $6.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,且并未出现太湖流域普遍发生的蓝藻水华,有效抑制了浮游植物的过度增殖。

(3)工程实施期间,浮游植物群落的多样性维持在较高的水平,Shannon-Wiener 指数平均为 2.32,群落结构上,各主要门类之间较为均一,工程设置有助于促进水体生态系统的稳定性。

表 1 浮游植物主要门类现存量与营养盐之间的相关性
(Pearson 相关系数)

Table 1 Correlation of phytoplankton density and standing crop with nutrients(Pearson correlation coefficient)

项目	种类	COD_{Mn}	TN	NH_4^+-N	TP
密 度	蓝藻门	0.471**	0.597**	0.605**	0.617**
	隐藻门	0.305	0.267	-0.336*	0.464**
	绿藻门	0.386*	0.566**	0.478**	0.613**
	硅藻门	0.361*	0.566**	0.551**	0.547**
	裸藻门	0.175	0.343*	0.315	0.333
	甲藻门	0.162	0.153	0.064	-0.151
	金藻门	0.387*	0.288	-0.282	0.495**
生物量	蓝藻门	0.418*	0.570**	0.629**	0.546**
	隐藻门	0.304	0.282	-0.301	0.449**
	绿藻门	0.281	0.424	0.106	0.589**
	硅藻门	0.368*	0.560**	0.580**	0.524**
	裸藻门	0.121	0.267	0.315	0.210
	甲藻门	0.162	0.153	0.064	-0.151
	金藻门	0.387*	0.288	-0.282	0.495**

注:* 和 ** 分别表示在 0.05 和 0.01 水平(双尾)显著相关。

Note: * and ** show significant correlations at the 0.05 and 0.01 level (2-tailed), respectively.

(4)生态修复工程对水体 N、P 等营养元素的有效去除是工程修复水体生态系统的物质基础。

参考文献:

[1] 环境保护部. 2013 中国环境状况公报[R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2014: 5-15.
State Environmental Protection Administration of China (SEPA). The 2013 annual issue bulletin on environmental situations[R]. Beijing: SEPA, 2014: 5-15.
[2] 环境保护部, 国家统计局, 农业部. 第一次全国污染源普查公报[R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2010: 3-8.

- State Environmental Protection Administration of China (SEPA), National Bureau of Statistics of China, Ministry of Agriculture of China. The census of pollution sources for the first time in the country[R]. Beijing: SEPA, 2010: 3-8.
- [3] Steven F J. 农业土壤中的氮[M]. 闵九康, 沈育芝, 严慧峻, 等(译). 北京: 科学出版社, 1989.
Steven F J. The nitrogen in agricultural soil[M]. MIN Jiu-kang, SHEN Yu-zhi, YAN Hui-jun, et al (Translators). Beijing: Science Press, 1989.
- [4] 林 武, 陈 敏, 罗建中, 等. 生态工程技术治理污染水体的研究进展[J]. 广东化工, 2008, 35(4): 42-46.
LIN Wu, CHEN Min, LUO Jian-zhong, et al. Research development on wastewater ecological engineering treatment[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2008, 35(4): 42-46.
- [5] 胡心亮, 夏品华, 胡继伟, 等. 农业面源污染现状及防治对策[J]. 贵州农业科学, 2011, 39(6): 211-215.
HU Xin-liang, XIA Pin-hua, HU Ji-wei, et al. Current status and countermeasures of agricultural non-point pollution[J]. *Guizhou Agricultural Sciences*, 2011, 39(6): 211-215.
- [6] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1): 1-8.
YANG Lin-zhang, SHI Wei-ming, XUE Li-hong, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General countermeasures and technologies[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1): 1-8.
- [7] 刘福兴, 宋祥甫, 邹国燕, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——水环境生态修复技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(11): 2105-2111.
LIU Fu-xing, SONG Xiang-fu, ZOU Guo-yan, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: Eco-restoration technology[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(11): 2105-2111.
- [8] 成小英, 李世杰, 濮培民. 城市富营养化湖泊生态修复——南京莫愁湖物理生态工程试验[J]. 湖泊科学, 2006, 18(3): 218-224.
CHENG Xiao-ying, LI Shi-jie, PU Pei-min. Ecological restoration of urban eutrophic lakes: A case study on the physical and ecological engineering in Lake Mochou, Nanjing[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2006, 18(3): 218-224.
- [9] 王文君, 黄道明. 国内外河流生态修复研究进展[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(4): 142-146.
WANG Wen-jun, HUANG Dao-ming. Research progress of river restoration research at home and abroad[J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(4): 142-146.
- [10] 龚蕾婷, 蔡 颖, 刘 华, 等. 生态治理工程对太湖入湖河道水环境改善效果的研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(28): 13905-13909.
GONG Lei-ting, CAI Ying, LIU Hua, et al. Effects of ecological restoration engineering on improving water environment of lake-influent river in Taihu[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(28): 13905-13909.
- [11] 闵婷婷, 刘正文, 李传红. 惠州西湖生态修复对浮游植物的影响[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4): 701-705.
MIN Ting-ting, LIU Zheng-wen, LI Chuan-hong. Comparative studies of phytoplankton communities in restored and un-restored areas in Huizhou West Lake[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4): 701-705.
- [12] 吴二雷, 石 辉, 赖志强. 丁坝对河流污染物迁移扩散的影响模拟研究[J]. 工业安全与环保, 2012, 38(8): 63-66.
WU Er-lei, SHI Hui, LAI Zhi-qiang. Numerical simulation study on impact of groin on river contaminants migration and diffusion[J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2012, 38(8): 63-66.
- [13] 卢金伟, 王洪君, 李世森, 等. 湖滨区生态工程对水流泥沙影响的试验研究[J]. 泥沙研究, 2006, 4: 43-49.
LU Jin-wei, WANG Hong-jun, LI Shi-sen, et al. Experimental study on the effect of eco-construction on the flow and sedimentation in the riparian bay[J]. *Journal of Sediment Research*, 2006, 4: 43-49.
- [14] Zhu L D, Li Z H, Ketola T. Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(10): 1460-1466.
- [15] Sun L P, Liu Y, Jin H. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 135-140.
- [16] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统、分类及生态[M]. 北京: 科学出版社, 2006.
HU Hong-jun, WEI Yin-xin. The freshwater algae of China: Systematics, taxonomy and ecology[M]. Beijing: Science Press, 2006.
- [17] 农业部. SC/T 9402—2010 水产行业标准 淡水浮游生物调查技术规范[S]. 北京: 人民出版社, 2011.
Ministry of Agriculture of China. SC/T 9402—2010 Industry criterions of aquaculture of PRC: Specifications for freshwater plankton surveys [S]. Beijing: People's Press, 2011.
- [18] 国家环境保护总局. 水和废水检测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration of China (SEPA). Methods for the monitoring and analysis of water and waste water[M]. 4th Edition. Beijing: China Environment Science Press, 2002.
- [19] 许 海, 秦伯强, 朱广伟. 太湖不同湖区夏季蓝藻生长的营养盐限制研究[J]. 中国环境科学, 2012, 32(12): 2230-2236.
XU Hai, QIN Bo-qiang, ZHU Guang-wei. Nutrient limitation of cyanobacterial growth in different regions of Lake Taihu in summer[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(12): 2230-2236.
- [20] Shear H. The development and use of indicators to assess ecosystem health state in the Great Lake[J]. *Ecosystem Health*, 1996, 2(2): 241-258.
- [21] 赵臻彦, 徐福留, 詹 巍, 等. 湖泊生态系统健康定量评价方法[J]. 生态学报, 2005, 25(6): 1466-1474.
ZHAO Zhen-yan, XU Fu-liu, ZHAN Wei, et al. A quantitative method for assessing lake ecosystem health[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(6): 1466-1474.
- [22] 郑丙辉, 田自强, 张 雷, 等. 太湖西岸湖滨带水生生物分布特征及水质营养状况[J]. 生态学报, 2007, 27(10): 4214-4223.
ZHENG Bing-hui, TIAN Zi-qiang, ZHANG Lei, et al. The characteris-

- tics of the hydrobios' distribution and the analysis of water quality along the West Shore of Taihu Lake[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(10): 4214-4223.
- [23] 邓建明, 徐彩平, 陈宇炜, 等. 太湖流域主要河道浮游植物类群对比研究[J]. 资源科学, 2011, 33(2): 210-216.
- DENG Jian-ming, XU Cai-ping, CHEN Yu-wei, et al. Comparison of the phytoplankton community in major rivers of the Taihu basin[J]. *Resources Science*, 2011, 33(2): 210-216.
- [24] 高 琼, 马文林, 杜桂森, 等. 景观富营养水体生态修复对浮游植物群落结构的影响[J]. 环境工程学报, 2010, 4(3): 508-512.
- GAO Qiong, MA Wen-lin, DU Gui-sen, et al. Effects of ecological remediation on the phytoplankton community in eutrophic urban landscape water body[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(3): 508-512.
- [25] Nakai S, Zou G, Okuda T, et al. Anti-cyanobacterial allelopathic effects of plants used for artificial floating islands[J]. *Allelopathy Journal*, 2010, 26(1): 113-122.
- [26] Gao Y, Sun C. Purification of stream flowing into Dian Lake by ecological floating-bed system[C]//Proceedings of the 2008 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering. Shanghai: 2008; 2932-2935.
- [27] Litchman E, Pinto P T, Klausmeier C A, et al. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton[J]. *Hydrobiologia*, 2010, 653: 15-28.
- [28] Descy J P, Tarbe A L, Stenuite S, et al. Drivers of phytoplankton diversity in Lake Tanganyika[J]. *Hydrobiologia*, 2010, 653: 29-44.
- [29] 沈爱春, 徐兆安, 吴东浩. 太湖夏季不同类型湖区浮游植物群落结构及环境解释[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(2): 43-47.
- SHEN Ai-chun, XU Zhao-an, WU Dong-hao. Environmental impacts on summer phytoplankton community structure in different types of Bays, Taihu Lake[J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(2): 43-47.
- [30] Nalewajko C, Murphy T P. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: An experimental approach[J]. *Limnology*, 2001, 2: 45-48.
- [31] Altman J C, Paepel H W. Composition of inorganic and organic nutrient sources influences phytoplankton community structure in the New River Estuary, North Carolina[J]. *Aquatic Ecology*, 2012, 46: 269-282.
- [32] Salmaso N. Interactions between nutrient availability and climatic fluctuations as determinants of the long-term phytoplankton community changes in Lake Garda, Northern Italy[J]. *Hydrobiologia*, 2011, 660: 59-68.
- [33] 王 敏, 张 智, 郭蔚华, 等. 嘉陵江出口段硅藻水华发生规律[J]. 环境科学研究, 2011, 24(2): 191-198.
- WANG Min, ZHANG Zhi, GUO Wei-hua, et al. Occurrence regularity of Diatom bloom in the confluence section of Jialing River[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2): 191-198.
- [34] Ha K, Jang M H, Joo G J. Winter *Stephanodiscus* bloom development in the Nakdong River regulated by an estuary dam and tributaries[J]. *Hydrobiologia*, 2003, 506(1): 221-227.