

水体富营养化改善过程中浮游植物群落对非生物环境因子的响应： 以武汉东湖为例*

赵思琪^{1,2}, 范焱城^{1,2}, 代嫣然^{1**}, 王飞华¹, 梁 威¹

(1: 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 针对武汉东湖存在营养状态梯度的5个子湖(郭郑湖、汤菱湖、团湖、庙湖、水果湖), 结合“空间换时间”理论, 研究湖泊富营养状况改善过程中浮游植物群落对环境因子的响应。全年调查期间, 各子湖综合营养状态指数分布范围为45.4~76.8, 浮游植物密度及生物量变化范围分别为 $2.03 \times 10^6 \sim 245 \times 10^6$ cells/L和0.819~19.9 mg/L。冗余分析结果显示, 浮游植物的物种分布与水温、总氮、透明度、总溶解性固体、氨氮呈显著相关。采用多元逐步回归分析构建浮游植物密度、生物量与环境因子之间的最优响应方程, 结果显示, 总氮、水温是影响浮游植物密度的主要因子; 对于浮游植物生物量而言, 总磷、总氮浓度降低能够降低浮游植物生物量。通过对富营养程度改善进程中浮游植物群落组成的动态变化进行分析, 发现浮游植物密度及生物量显著下降, 但物种组成及生物多样性并未发生明显转变。此外, 浮游植物物种多样性与水体富营养水平梯度并不呈现简单的线性相关。因此, 在对富营养化湖泊进行修复时, 应制定短期修复与长期维护双重措施, 同时应重视生物多样性的重建, 进而达到理想的修复效果。

关键词: 浮游植物; 密度; 生物量; 优势度指数; 综合营养状态; 香农-维纳指数

Responses of phytoplankton community to abiotic environmental variables with the mitigation of eutrophication: A case study of Donghu Lake, Wuhan City

ZHAO Siqu^{1,2}, FAN Yaocheng^{1,2}, DAI Yanran^{1**}, WANG Feihua¹ & LIANG Wei¹

(1: *State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P.R.China*)

(2: *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China*)

Abstract: Based on field data and using space-for-time substitution, we discussed how phytoplankton community in lakes responds to mitigating eutrophication. Our field survey and sampling was conducted in five sub-lakes of East Lake in Wuhan: Lake Guozheng, Lake Tangling, Lake Tuanhu, Lake Miaohu, and Lake Shuiguo. The comprehensive trophic state indexes indicated the five sub-lakes were in distinct trophic states, within the range between 45.4 and 76.8. Moreover, the phytoplankton density and biomass were in the range of 2.03×10^6 to 245×10^6 cells/L and 0.819 to 19.9 mg/L, respectively. Results from representational difference analysis showed that the succession of phytoplankton species were significantly related to water temperature (WT), total nitrogen (TN), transparency, total dissolved solids and ammonia nitrogen. We further analyzed the casual relationships between abiotic environmental variables and phytoplankton density/biomass using stepwise multiple liner regression. It was found that TN and WT were the main factors affecting phytoplankton density. Meanwhile, phytoplankton biomass could decrease with the reduction of TN and total phosphorus. Although the total density and biomass of phytoplankton showed a decline with eutrophication mitigation, there was no obvious response in their species composition and biodiversity. Additionally, we found phytoplankton biodiversity and trophic levels showed nonlinear relationship. Therefore, to restore the degraded lakes, short-term and long-term in-

* 国家重点研发计划项目(2016YFC0503601-01)和国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07205-002-01)联合资助。2019-02-07 收稿; 2019-04-01 收修改稿。赵思琪(1994~), 女, 硕士研究生; E-mail: siqizhaoYR.Z@hotmail.com.

** 通信作者; E-mail: yanrandai@ihb.ac.cn.

terventions are both needed. Additionally, we should pay more attention to recover biodiversity and ecosystem functions.

Keywords: Phytoplankton; density; biomass; dominance index; comprehensive trophic state; Shannon-Wiener index

湖泊富营养化是现今湖泊生态系统面临的主要问题之一,已严重影响到人民生活及社会生产的正常用水^[1]. 针对该问题,国内外均投入了大量人力、物力及财力开展研究与工程治理^[2-3]. 浮游植物作为湖泊富营养化研究中的重点生物类群^[4],具有个体微小、分布广泛、对水体营养状况反应敏感等特点,是湖泊生态系统的初级生产力以及健康状态的主要指示因子之一. 目前,对于富营养化湖泊中浮游植物的相关研究大多集中在富营养化加剧进程中浮游植物对环境因子的响应方面^[5-6]. 而已有研究表明,湖泊、河流等淡水生态系统在衰退和修复的过程中存在不同的生态系统演变路径^[7-8],因此,研究湖泊修复过程中,浮游植物群落结构对环境因子的响应情况具有重要的理论与实践意义. 有关湖泊富营养程度改善过程中浮游植物群落结构的响应虽有少量报道,但大多只是研究了修复期内浮游植物群落结构的短时期变化^[9-10]. 因受制于生态系统演变过程的相对缓慢^[11],往往存在长期数据无法获得等情况,但可考虑采用空间换时间的方法开展相应的研究^[12-13].

武汉东湖是我国第二大城中湖,原为完全相连的开阔水域,整个湖区水质营养及生物状况分布较为均匀. 1960s 被人为分割成多个以闸门或涵洞相连的子湖^[14],包括水果湖、郭郑湖、汤菱湖、团湖、后湖、庙湖、喻家湖、菱角湖、小潭湖等^[15-17]. “十五”期间,武汉市启动对东湖的整体截污工程,并对水果湖实施了清淤等工程^[18],根据《武汉市环境状况公报》,目前水果湖水质状况已从治理前期的劣 V 类改善至 IV 类,其他子湖水质也得到明显改善并基本保持在 IV 类及以上.

本研究选取武汉东湖部分子湖为研究对象,基于各子湖营养状态存在梯度分布,采用空间换时间法,解析水体富营养程度改善过程中浮游植物群落结构对环境因子的响应情况,力求为富营养化湖泊的治理提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 东湖概况及样品采集

武汉东湖(30°31′~30°36′N, 114°21′~114°28′E)是经长江自然封淤而形成的堰塞湖,湖形极不规则,蓄水面积 33.7 km²,平均水深 2.8 m,年均水温 17.7℃^[14]. 本研究重点选取郭郑湖、汤菱湖、庙湖、水果湖、团湖 5 个子湖,其中仅水果湖与郭郑湖直接相通,郭郑湖与汤菱湖间、汤菱湖与团湖间、郭郑湖与庙湖间均通过涵洞或闸门相连. 根据其各自水域面积^[19]设置采样点,其中郭郑湖 5 个(GZH1~GZH5),汤菱湖(TLH1~TLH3)、团湖(TH1~TH3)、庙湖(MH1~MH3)各 3 个,水果湖(SGH)1 个采样点,共 15 个采样点(图 1). 采样时间为 2017 年 4 月—2018 年 2 月,采样频率为两月一次.

于湖泊表层 0.5 m 处采集水质样品,带回实验室于 24 h 内完成测定. 浮游植物定性样品采用 25[#]浮游生物网(孔径 0.064 mm)在水面以下 0.5 m 处做“∞”形拖拽约 3 min,而后收集至 100 ml 聚乙烯样品瓶中,并立即加入 1.0%~1.5% 鲁哥氏液对其进行固定. 定量样品则使用有机玻璃采水器在水面下 0.5 m 处采集水样,收集至 1 L 聚乙烯样品瓶中并定容,固定方法同定性样品,带回实验室沉淀 48 h 后浓缩样品至 30 ml,并加入 4% 福尔马林溶液以便样品长期保存.

1.2 实验方法

现场采用 YSI 水质测定仪(Yellow Springs Instrument Company, USA)测定水温(WT)、pH、溶解氧(DO)、盐度(Sal)、总溶解性固体(TDS)等水质理化指标,同时采用塞式罗盘测定水体透明度(SD);其他水质指标测定方法参照《水和废水监测分析方法》^[20],测定指标包括总氮(TN)、硝态氮(NO₃-N)、亚硝态氮(NO₂-N)、铵态氮(NH₄⁺-N)、总磷(TP)、叶绿素 a(Chl.a)、高锰酸盐指数(I_{Mn})等. 浮游植物种类鉴定参照《中国淡水藻类——系统、分类及生态》^[21],密度及生物量计算方法参照《淡水浮游生物研究方法》^[22].

1.3 数据处理方法

1.3.1 综合营养状态指数 采用综合营养状态指数法^[23]对各子湖营养状态现状进行评价,该方法选取 Chl.a、TP、TN、SD、I_{Mn} 5 个指标,并以 Chl.a 为基准计算各指标权重,具体公式为:

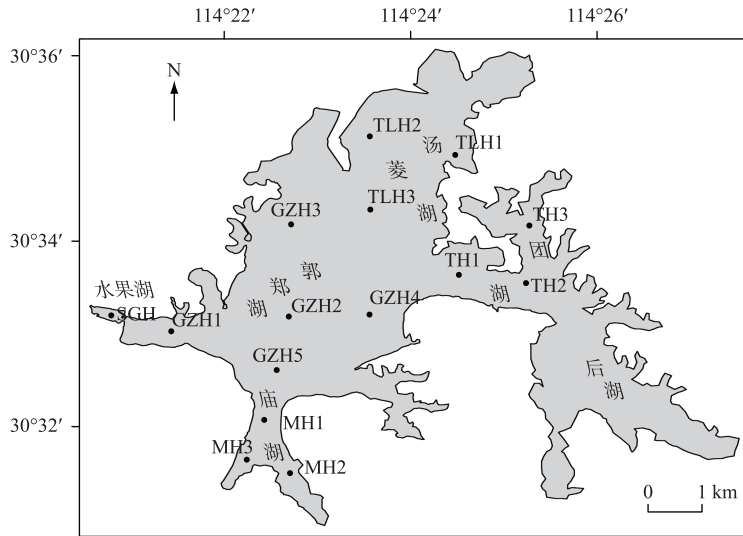


图1 东湖采样点位置

Fig.1 Location of sampling sites in Donghu Lake

$$TLI = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI(j) \quad (1)$$

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{i=1}^m r_{ij}^2} \quad (2)$$

式中, $TLI(j)$ 为第 j 种参数的营养状态指数; W_j 为第 j 种参数的归一化的相关权重; r_{ij} 为第 j 种参数与基准参数 Chl. a 的相关系数, m 为参评参数的个数. 分级标准为: $TLI < 30$ 时水体营养状况为贫营养, $30 \leq TLI \leq 50$ 时为中营养, $50 < TLI \leq 60$ 时为轻度富营养, $60 < TLI \leq 70$ 时为中度富营养, $TLI > 70$ 时为重度富营养.

1.3.2 优势度指数 采用 Mcnaughton 优势度 (Y) 指数^[24] 计算浮游植物各种属优势度, 并将 $Y > 0.02$ 的物种定为优势种, 计算公式为:

$$Y = (N_i/N) f_i \quad (3)$$

式中, N_i 为第 i 种的个体数; N 为样品中所有种类的总个体数; f_i 为第 i 种出现的频率.

1.3.3 多样性指数 采用 Shannon-Wiener 多样性指数 (H')^[25] 及 Margalef 丰富度指数 (D)^[26] 对浮游植物群落结构多样性进行评价, 两者计算公式为:

$$H' = - \sum P_i \ln P_i \quad (4)$$

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (5)$$

式中, $P_i = N_i/N$; N_i 为第 i 种出现的次数; N 为物种 i 所在的样品总数; S 为样品中的物种总数. 采用 H' 对水质进行评价时: 当 $0 < H' \leq 1$ 时评价结果为重污染, $1 < H' \leq 3$ 时为中污染, $H' > 3$ 时为轻污染或无污染. 与 H' 相似, 采用 D 对水质进行评价时: 当 $0 < D \leq 1$ 时评价结果为多污型, 当 $1 < D \leq 2$ 时为 α -中污型, 当 $2 < D \leq 3$ 时为 β -中污型, 当 $3 < D \leq 4$ 时为无污型.

1.3.4 浮游植物群落结构与环境因子的相关性分析 参与分析的环境因子包括 TN 、 $NO_3^- - N$ 、 $NO_2^- - N$ 、 $NH_4^+ - N$ 、 TP 、 WT 、 TDS 、 Sal 、 SD . 运用 SPSS 20.0 对浮游植物群落结构对于环境因子的响应进行多元逐步回归分析, 建立最优回归方程, 解析两者之间的因果关系. 采用双因素方差分析 LSD 检验对各子湖之间的差异性进行分析; 同一季节不同子湖之间的差异性分析选用非参数分析 Kruskal-Wallis 检验. 运用 Canoco 5.0 对浮游植物物种信息和环境因子进行相关性分析, 进入分析的物种须满足在所有样点中相对密度均大于 1% 且出现频率均大于 30%^[27], 去趋势分析 (DCA) 显示, 各轴梯度长度最大值为 1.56 (小于 3), 故选用冗余分析 (RDA).

为保证数据的正态性,所有数据均做 $\lg(X+1)$ 转换;且为保证多元逐步回归结果中各变量的重要性可比,各指标数据在对数转化后再次进行线性转化(z 标准化)。

2 结果与分析

2.1 水体营养梯度分布及各环境因子现状

全年采样期内,武汉东湖 WT 变化范围为 $4.30\sim 32.5^{\circ}\text{C}$, pH 变化范围为 $6.63\sim 8.96$;各子湖间全年 WT 及 pH 均无显著性差异 ($P<0.05$)。全湖 SD 变化范围为 $0.300\sim 3.00\text{ m}$,郭郑湖(GZH)、团湖(TH)SD 均显著高于庙湖(MH) ($P=0.007, P=0.011$);DO 浓度全年的变化范围是 $5.10\sim 14.8\text{ mg/L}$,最高值出现在庙湖。 I_{m} 浓度全湖全年变化范围为 $2.09\sim 14.24\text{ mg/L}$,且各子湖变化趋势保持一致。对于氮、磷营养盐,各子湖全年 TN 浓度范围为 $0.514\sim 5.35\text{ mg/L}$,TP 浓度变化范围为 $0.0170\sim 0.277\text{ mg/L}$,Chl.a 浓度变化范围为 $2.79\sim 186\text{ }\mu\text{g/L}$ 。

全湖全年 TLI 变化范围为 $45.4\sim 76.8$ (图 2)。庙湖全年基本处于重度富营养状态,且 TLI 显著高于其他 4 个子湖 ($P<0.05$)。水果湖(SGH)全年均处于中度富营养状态,TLI 显著高于郭郑湖、汤菱湖(TLH)、团湖 ($P<0.05$)。郭郑湖、汤菱湖 TLI 均在中营养与中度富营养间波动,但全年大部分时期处于富营养状态。团湖 TLI 随季节变动规律与前两者相似,呈现出中营养与轻度富营养间波动,但大部分时段处于轻度富营养状态。团湖 TLI 显著低于汤菱湖 ($P=0.046$)。综合以上分析,现阶段武汉东湖水体营养状况基本呈现富营养状态,对各子湖营养状态排序为:庙湖>水果湖>郭郑湖、汤菱湖>团湖。

2.2 浮游植物群落

2.2.1 种类组成及优势种分布 共检出浮游植物 7 门 56 属 100 种,其中蓝藻门 14 属 15 种,绿藻门 23 属 53 种,硅藻门 9 属 16 种,隐藻门 2 属 3 种,裸藻门 4 属 4 种,金藻门 2 属 6 种,甲藻门 2 属 3 种。各门密度组成全年动态变化如图 3 所示,夏、秋两季(2017 年 6 月—2017 年 10 月)蓝藻门密度均占据相当大的比例,10 月略低于 6 月和 8 月,绿藻门及硅藻门在该时期占比明显低于蓝藻门;春、冬季(2017 年 4、12 月和 2018 年 2 月)绿藻门及硅藻门密度占比较夏、秋季显著上升,但两者全年变动幅度小于蓝藻门并与其呈相反的变化趋势。团湖绿藻门密度占比在 12 月为各子湖最低值,显著低于庙湖与汤菱湖,其他各子湖之间则无显著差异。冬季硅藻门密度分布情况与绿藻门略有不同,即团湖与庙湖之间硅藻门密度占比在 12 月并未呈现显著性差异,但庙湖该指标在 2 月上升至各子湖最高值,并最终与团湖呈显著差异。

各子湖浮游植物优势种的季节演替规律不尽相同,庙湖全年绝对优势种呈现出隐藻门—蓝藻门—硅藻门的演替过程。团湖全年优势种虽随季节呈现春冬季多夏秋季少的变化,但是全年第 1 优势种一直为蓝藻门的种类(伪鱼腥藻(*Pseudoanabaena*)和细小平裂藻(*Merismopedia tenuissima*)交替占据绝对优势)。水果湖春季主要优势种属于硅藻门(尖针杆藻(*Synedra acus*)、直链藻(*Melosira*))及隐藻门(尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*)),冬季绿藻门球衣藻(*Chlamydomonas globosa*)占据绝对优势,夏秋季则为蓝藻门藻种占据绝对优势(伪鱼腥藻、隐球藻(*Aphanocapsa*))。郭郑湖与汤菱湖均呈现出春季硅藻门(尖针杆藻)、夏秋季蓝藻门(伪鱼腥藻)占绝对优势的情况,但两者冬季情况有所不同,郭郑湖主要优势种在冬季呈现出由硅藻门(直链藻)到蓝藻门(微囊藻(*Microcystis*))的转变,而汤菱湖则为绿藻门球衣藻占据主要优势地位。

2.2.2 密度及生物量 全湖全年浮游植物密度变化范围为 $2.03\times 10^6\sim 245\times 10^6\text{ cells/L}$,全年最低值出现在 2018 年 2 月的郭郑湖,最高值出现在 2017 年 8 月的庙湖;生物量全年变化范围为 $0.819\sim 19.9\text{ mg/L}$,全年最低值出现在 2017 年 4 月的汤菱湖,最高值出现在 2017 年 6 月的庙湖,且庙湖密度及生物量显著高于水果

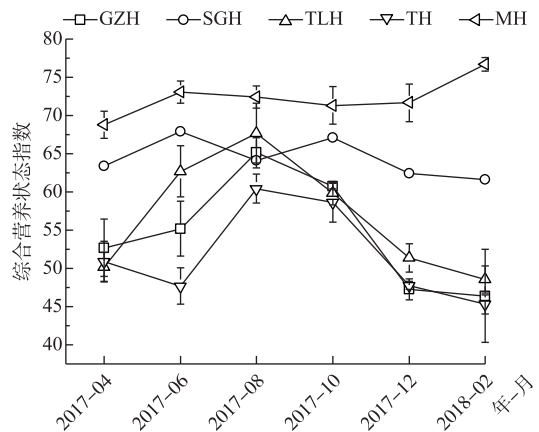


图 2 东湖各子湖全年综合营养状态指数变化
Fig.2 Temporal variation of comprehensive trophic state index in each sub-lake of Donghu Lake

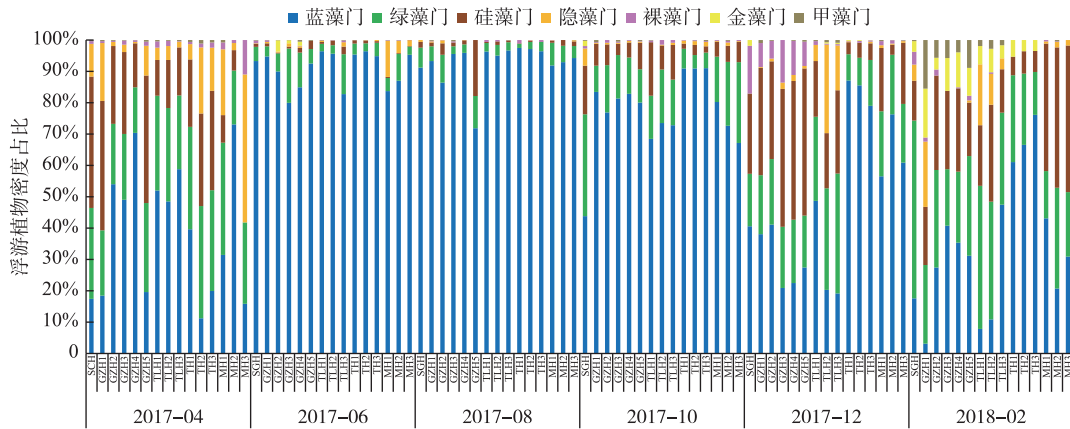


图3 东湖各子湖全年浮游植物密度组成

Fig.3 Composition of phytoplankton density in each sub-lake of Donghu Lake

湖、郭郑湖、汤菱湖及团湖 ($P < 0.05$), 后四者之间均无显著性差异 ($P > 0.05$)。

2.2.3 多样性指数评价 多样性指数是从浮游植物群落角度对水质状况进行评价^[17]。各子湖全年 Shannon-Wiener 多样性指数均处于 1~3 范围内, 且无显著性差异 ($P < 0.05$), 水质评价结果均为中污染范围(图 4a); 与 Shannon-Wiener 多样性指数评价结果相似, 各子湖全年 Margalef 丰富度指数均处于 1~3 范围内, 水质评价结果均为 α -中污型(图 4b)。

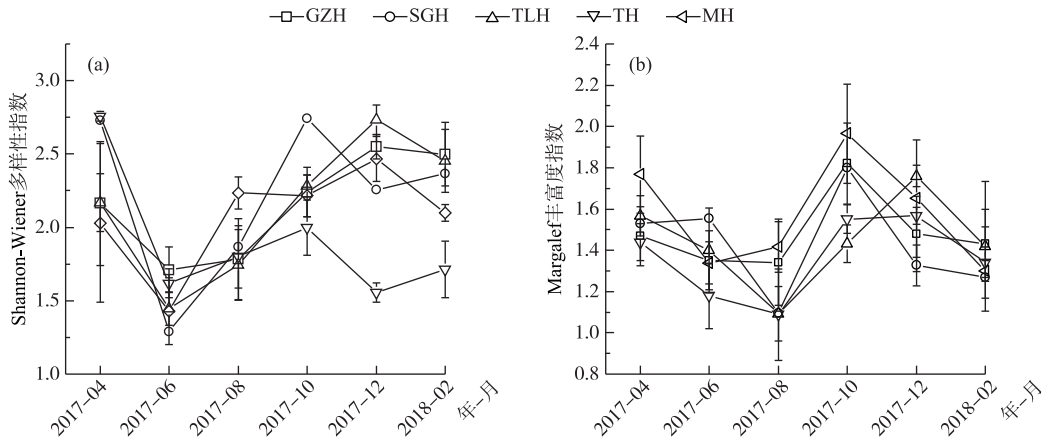


图4 东湖各子湖 Shannon-Wiener 多样性指数(a)和 Margalef 丰富度指数(b)的全年变化

Fig.4 Temporal variation of Shannon-Wiener index (a) and Margalef index (b) in each sub-lake of Donghu Lake

2.3 浮游植物群落对环境因子的响应

2.3.1 冗余分析 采用向前引入法, 经过蒙特卡洛置换检验(999次), 共筛选出 5 个与浮游植物各物种密度分布具有显著相关的环境因子 ($P < 0.05$), 即 WT、SD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TDS, 各环境因子与浮游植物群落结构变化相关程度排序为 $\text{WT} > \text{SD} > \text{TDS} > \text{TN} > \text{NH}_4^+\text{-N}$ 。排序轴中前两轴共解释了浮游植物物种演替的 16.7% 以及 72.4% 的物种-环境关系变化, 浮游植物物种排序轴与环境因子排序轴之间相关系数分别为 0.845 和 0.728, 环境因子排序轴之间相关系数为 0, 且各排序轴均达到显著水平 ($P < 0.05$), 说明 RDA 分析结果可信, 能够较好地反映浮游植物群落结构演替与环境因子之间的相关关系。

根据图 5 可以看出(排序图只展示出与环境因子相关性较高的 10 种浮游植物), WT 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、TDS

浓度主要在第 1 轴反映浮游植物物种演替,其中 WT、NH₄⁺-N 浓度与第 1 轴呈负相关,TDS 浓度与第 1 轴呈正相关. SD、TN 浓度的影响则主要体现在第 2 轴,其中 SD 与第 2 轴呈正相关,TN 浓度与其呈负相关. 细鞘丝藻 (*Leptolyngbya*)、隐球藻、鱼腥藻 (*Anabaena*)、细小平裂藻 (*Merismopedia tenuissima*)、四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*) 密度均与 WT、NH₄⁺-N 浓度、TN 浓度呈正相关,与 SD、TDS 浓度呈负相关. 直链藻 (*Melosira*)、四刺顶棘藻 (*Chodatella quadriseta*)、小球藻 (*Chlorella*)、小环藻 (*Cyclotella*) 密度均与 WT、NH₄⁺-N 浓度呈负相关、与 SD、TDS 浓度呈正相关;衣藻 (*Chlamydomonas*) 密度则与 TN、TDS 浓度呈正相关,与 WT、NH₄-N 浓度、SD 呈负相关.

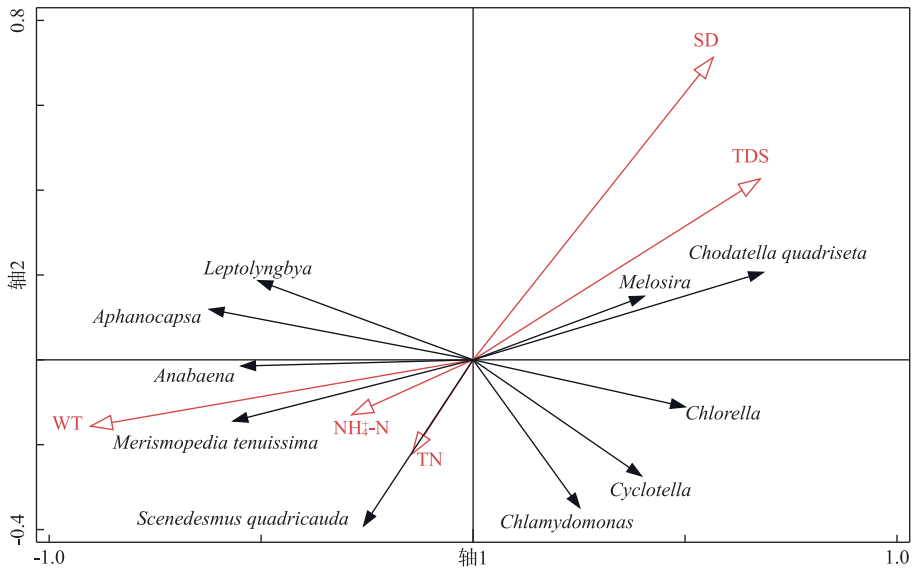


图 5 浮游植物物种信息与非生物环境因子的 RDA 排序图

Fig.5 Correlation plot of the redundancy analysis on the relationship between environmental factors and phytoplankton density

2.3.2 多元逐步回归分析 浮游植物密度与环境因子之间多元逐步回归分析过程如表 1 所示,最终入选最优回归方程的环境因子包括:TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 和 WT. 该方程对浮游植物密度变化的解释率达 44.6%,且在显著性水平上有意义 ($P=0.002$). 根据回归方程的偏回归系数,三者对浮游植物密度影响的重要程度排序为:TN>WT>NO₂⁻-N>NO₃⁻-N.

表 1 武汉东湖浮游植物密度与环境因子的多元逐步回归分析过程*

Tab.1 The process of stepwise multiple regression statistical analysis between phytoplankton density and environmental factors in Donghu Lake

序号	回归方程	R ²	F	P
1	$z \lg(\text{PD}+1) = 0.463z \lg(\text{WT}+1) + c_1$	0.214	21.8	<0.001
2	$z \lg(\text{PD}+1) = 0.517z \lg(\text{WT}+1) + 0.450z \lg(\text{TN}+1) + c_2$	0.414	27.9	<0.001
3	$z \lg(\text{PD}+1) = 0.578z \lg(\text{WT}+1) + 0.600z \lg(\text{TN}+1) - 0.241z \lg(\text{NO}_2^- \text{-N}+1) + c_3$	0.448	21.1	<0.001
4	$z \lg(\text{PD}+1) = 0.533z \lg(\text{WT}+1) + 0.699z \lg(\text{TN}+1) - 0.249z \lg(\text{NO}_2^- \text{-N}+1) - 0.200z \lg(\text{NO}_3^- \text{-N}+1) + c_4$	0.476	17.5	<0.001

* c₁ ~ c₄为常数.

入选浮游植物生物量最优回归方程的环境因子有:TN、TP、NO₂⁻-N 和 TDS(表 2),结果显示浮游植物生物量与 TDS、NO₂⁻-N 浓度呈显著负相关,与 TN、TP 浓度则呈显著正相关,四者对于浮游植物生物量变化的贡

献率排序为: $TN > TDS > TP > NO_2^- - N$. 此最优化回归方程达到显著性水平 ($P = 0.010$), 且能够解释浮游植物生物量变化情况的 56.9%.

表 2 武汉东湖浮游植物生物量与环境因子的逐步回归分析过程*

Tab.2 The process of stepwise multiple regression statistical analysis between phytoplankton biomass and environmental factors in Donghu Lake

序号	回归方程	R^2	F	P
1	$z \lg(PB+1) = 0.669z \lg(TP+1) + c_5$	0.447	64.7	<0.001
2	$z \lg(PB+1) = 0.638z \lg(TP+1) - 0.168z \lg(TDS+1) + c_6$	0.461	35.6	<0.001
3	$z \lg(PB+1) = 0.381z \lg(TP+1) - 0.310z \lg(TDS+1) + 0.358z \lg(TN+1) + c_7$	0.512	29.3	<0.001
4	$z \lg(PB+1) = 0.368z \lg(TP+1) - 0.383z \lg(TDS+1) + 0.539z \lg(TN+1) - 0.259z \lg(NO_2^- - N + 1) + c_8$	0.547	25.4	<0.001

* $c_5 \sim c_8$ 为常数.

3 讨论

3.1 浮游植物群落对环境因子的响应

研究结果显示, 东湖目前状态下, TN 浓度对浮游植物群落结构的影响力高于 TP 浓度. 浮游植物密度和生物量与水体中 TN 浓度均呈显著正相关. 在物种组成方面, 蓝藻门伪鱼腥藻属与绿藻门栅藻属分布和 TN 浓度呈显著正相关, 而绿藻门弓形藻属、顶棘藻属及硅藻门直链藻属则与 TN 浓度呈显著负相关. TP 浓度仅入选浮游植物生物量最优回归方程, 说明浮游植物对于 TP 浓度的响应主要表现在个体大小的变化, 而非密度变化或物种组成方面. 刘春光等^[28]通过对铜绿微囊藻和四尾栅藻进行室内培养, 认为不同种类浮游植物对于磷的需求量不同, 在低磷条件下, 藻类细胞自身可能存在补偿机制促进藻体生长, 磷有助于藻类生物量的增加, 但是高磷条件 ($N/P = 18.6$) 与低磷条件 ($N/P = 46.5$) 下其最大比增长率却无显著差异. 通过对新西兰 17 个湖泊营养盐相关文献进行综述, Abell 等^[29]发现氮素对于湖泊生产力的限制较之磷更为普遍. 但也有研究表明, 在湖泊短期修复过程中浮游植物密度及生物量与氮、磷等环境因子之间无显著相关关系^[7]. 基于本研究结果, 我们认为东湖富营养修复过程中控制氮源的输入仍是重中之重.

浮游植物群落对于水温、透明度等物理环境因子的响应与富营养加剧的过程中相似^[30-34]. 水温是影响浮游植物光合作用^[35]和营养盐吸收速率^[36]的重要环境因子之一. 在本研究中, 夏季水温升高, 浮游植物密度急剧上升, 蓝藻门在各子湖水体浮游植物平均密度占比均大于 90%, 但不同子湖之间差异不显著. 冬季水温降低, 蓝藻门密度占比随之降低, 其中营养水平最低的团湖蓝藻门平均密度占比显著高于除营养水平最高的庙湖外的其他 3 个子湖. 而在全年温度较低的初冬季节 (12 月), 绿藻门密度占比最低值与出现富营养水平最低值的子湖一致, 但该现象并未持续整个冬季. 在全年温度最低的深冬季节 (2 月), 各子湖的硅藻门密度占比与水体富营养化水平具有相同的分布梯度. 由此可见, 东湖各子湖浮游植物生长繁殖受水体富营养水平和温度的协同影响, 且不同物种浮游藻类所受影响存在差异. TDS 浓度入选浮游植物生物量与环境因子的最优回归方程, 与浮游植物生物量呈显著负相关. 有研究显示^[37], 不同门类浮游植物的最适 TDS 浓度有所不同, 且 TDS 浓度在一定浓度范围内 (0.5~3.5 g/L) 能够促进浮游植物生物量的增加, 但当其浓度小于 1.5 g/L 时, 浮游植物增长量小.

3.2 浮游植物群落结构的演替进程

东湖自 1950s 起开始由中营养向富营养化转变, 随着富营养状态的加剧, 浮游植物数量及群落结构均发生显著改变, 密度急剧增加, 群落组成由甲藻和硅藻为主转变为以绿藻与蓝藻为主, 生物多样性指数显著降低^[16, 38]. 本研究发现, 从重度富营养化的庙湖到轻度富营养化的团湖, 浮游植物密度及生物量均呈显著降低趋势, 但物种多样性与物种组成在不同程度富营养化子湖中变化不显著. Shannon-Wiener 多样性指数与 Margalef 丰富度指数能够从浮游植物物种数量的角度评价水质情况^[17], 两者评价结果一致, 即各子湖均处于中污染范围. 通过对各子湖不同季节的物种多样性进一步分析发现, 在秋、冬季节, 富营养程度最低的团

湖 Shannon-Wiener 多样性指数反而最低,并显著低于富营养程度处于中等水平的郭郑湖和汤凌湖,但与处于重度富营养水平的庙湖却无显著性差异. 该现象说明浮游植物物种多样性与水体富营养水平梯度之间并不是简单的线性相关,可能存在其他因素能够影响生态系统生物多样性^[39]. 熊金林^[40]通过对梁子湖水系 4 个不同营养状态湖泊中浮游植物多样性进行研究,认为多样性指数与水质营养水平的关系具有不确定性. 在物种组成方面,各富营养程度不同的子湖在藻类种类组成上均呈现绿藻门种类数最多,蓝藻门、硅藻门次之的分布情况,这 3 门藻类的年平均种类数占比之和均处于 80%~90% 之间,无显著性差异存在. 金藻门多见于冬季、早春等温度较低且有机质含量较低的水体^[3]. 在本次调查中,除庙湖全年均未检出金藻门外,其他子湖冬季均有金藻门出现. 因此,在水体修复过程中,当水体富营养状态由重度改善为中度或轻度时,金藻门可能重新出现,但该响应并未引起湖泊浮游植物群落结构的显著变化.

太湖五里湖进行生态修复后第 2 年浮游植物生物量显著下降,但浮游植物多样性并未得到显著提升且物种组成无明显变化^[41]. 奥地利 Piburgur See 湖直到湖泊修复 20 年后才发生浮游植物群落结构的转变^[42]. 这些均表明生态系统恢复所需时间远超其退化发生的时间^[43],甚至可能存在生物损害的不可逆性^[44],这也是湖泊生态系统修复的难点所在. 因此,在进行湖泊生态修复时,短期修复和长期维护均是保证最终修复目标实现的关键所在. 与此同时,由于生物多样性直接影响到生态系统的稳定性,在生态修复过程中应给予物种多样性足够的关注^[45].

4 结论

1) 东湖部分分子湖富营养化程度从重到轻为:庙湖>水果湖>郭郑湖、汤菱湖>团湖;各子湖优势种存在差异,但基本属于蓝藻门、绿藻门、硅藻门、隐藻门藻类.

2) 浮游植物物种分布与 WT、TN 浓度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、SD、TDS 浓度呈显著相关,其相关程度排序为:WT>SD>TDS>TN> $\text{NH}_4^+\text{-N}$. 浮游植物密度与 TN 浓度、WT 呈显著正相关,与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度呈显著负相关,浮游植物生物量与 TN、TP 浓度呈显著正相关,与 TDS、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度呈显著负相关;对于东湖现阶段而言,TN 浓度对于浮游植物群落结构的影响大于 TP 浓度.

3) 在水体富营养化逐渐改善的过程中,东湖各子湖浮游植物各门密度组成受水体富营养水平和温度的协同影响,且浮游植物物种多样性与水体富营养水平梯度之间呈非线性关系.

5 参考文献

- [1] Chislock MF, Doster E, Zitomer RA *et al.* Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 2013, **4**(4): 10.
- [2] Bernhardt ES, Palmer MA, Allan JD *et al.* Synthesizing US river restoration efforts, 2005: 636-637.
- [3] Wang SR, Ni ZK, Xi HY. Management process and strategy of lake eutrophication in China. *Environmental Protection*, 2016, **44**(18): 15-19. [王圣瑞,倪兆奎,席海燕.我国湖泊富营养化治理历程及策略.环境保护,2016,**44**(18): 15-19.]
- [4] Shen YF, Zhang ZS, Gong XJ *et al.* eds. The new detection technique on miniature organism. Beijing: China Architecture Industry Press, 1990. [沈韞芬,章宗涉,龚循矩等.微型生物监测新技术.北京:中国建筑工业出版社,1990.]
- [5] Lu L, Wu YX, Zhang WH. Distribution and succession pattern of phytoplankton communities in a small urban lake, Sand Lake in Wuhan City, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(18): 5993-6004. [鲁蕾,吴亦潇,张维昊.城市小型湖泊浮游植物群落结构特征及演替规律——以武汉沙湖为例.生态学报,2017,**37**(18): 5993-6004.]
- [6] Deng JM, Cai YJ, Chen WY *et al.* Structure of phytoplankton community and its relationship with environment factors in Lake Honghu. *J Lake Sci*, 2010, **22**(1): 70-78. DOI: 10.18307/2010.0110. [邓建明,蔡永久,陈宇炜等.洪湖浮游植物群落结构及其与环境因子的关系.湖泊科学,2010,**22**(1): 70-78.]
- [7] Wang HJ. Predictive limnological researches on small-to-medium-sized lakes along the mid-lower Yangtze River [Dissertation]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, CAS, 2007. [王海军.长江中下游中小型湖泊预测湖沼学研究[学位论文].武汉:中国科学院水生生物研究所,2007.]
- [8] Lake PS, Bond N, Reich P. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 2007, **52**(4):

- 597-615.
- [9] Liu DY, Zhao JF, Zhang YL *et al.* The ecological effects of eutrophic water body with bioremediation on phytoplankton community. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2005, **29**(2): 177-183. [刘冬燕, 赵建夫, 张亚雷等. 富营养水体生物修复中浮游植物的群落特征. 水生生物学报, 2005, **29**(2): 177-183.]
- [10] Wu J, Yu ZM. The succession of phytoplankton and the ecological effects of eutrophication control measures in Hangzhou West Lake. *China Environmental Science*, 2001, **21**(6): 540-544. [吴洁, 虞左明. 西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应. 中国环境科学, 2001, **21**(6): 540-544.]
- [11] Odum EP. The strategy of ecosystem development. *Science*, 1966, **164**: 262-270.
- [12] Likens GE ed. Long-term studies in ecology. New York: Springer, 1989.
- [13] Travis SE, Hester MW. A space-for-time substitution reveals the long-term decline in genotypic diversity of a widespread salt marsh plant, *Spartina alterniflora*, over a span of 1500 years. *Journal of Ecology*, 2005, **93**(2): 417-430.
- [14] Liu JK ed. Ecology research of Wuhan East Lake; Second. Beijing: Science Press, 1995. [刘建康. 东湖生态学研究(二). 北京: 科学出版社, 1995.]
- [15] Ye YT, Hu SH, Wang YY *et al.* Phytoplankton community structure from the main district in dong lake and its relationship to environmental factors. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2011, **39**(23): 14213-14216. [叶艳婷, 胡胜华, 王燕燕等. 东湖主要湖区浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系. 安徽农业科学, 2011, **39**(23): 14213-14216.]
- [16] Kuang QJ, Xia YZ, Li ZS *et al.* Comprehensive study on aquatic organisms and functions of water bodies of 4 lakes areas with different trophic states in Donghu Lake, Wuhan. *J Lake Sci*, 1997, **9**(3): 249-254. DOI: 10.18307/1997.0309. [况琪军, 夏宜琤, 李植生等. 武汉东湖不同营养型子湖的水生生物与水域功能. 湖泊科学, 1997, **9**(3): 249-254.]
- [17] Rao QZ, Zhang ZS. Ecological changes of phytoplankton in Lake Donghu, Wuhan, during 1956-1975 and the eutrophication problem. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1980, (1): 1-17. [饶钦止, 章宗涉. 武汉东湖浮游植物的演变(1956-1975年)和富营养化问题. 水生生物学集刊, 1980, (1): 1-17.]
- [18] Wang XH, Liu MF, Zhang JY *et al.* Effect of pollution control projects on recovery of East Lake in Wuhan; recent advances and future trend. *Environmental Science and Technology*, 2002, (2): 40-42. [王晓华, 刘慕凡, 张家玉等. 治污工程对武汉东湖生态恢复的研究与探讨. 环境科学与技术. 2002, (2): 40-42.]
- [19] Jin XC, Tu QY eds. The standard methods for Lake Eutrophication investigation. Beijing: China Environmental Science Press, 1990. [金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.]
- [20] Editorial board of "Water and wastewater monitoring and analysis method", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Monitoring and analysis methods of water and wastewater; fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [21] Hu WJ, Wei YX eds. The freshwater algal of China—systematics, taxonomy and ecology. Beijing: Science Press, 2006. [胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统, 分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.]
- [22] Zhang ZS, Huang XF eds. Research methods of freshwater plankton. Beijing: Science Press, 1991. [章宗涉, 黄翔飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1991.]
- [23] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, (5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, (5): 47-49.]
- [24] Mcnaughton SJ. Relationships among functional properties of Californian grassland. *Nature*, 1967, **216**(5111): 168.
- [25] Shannon CE, Weaver W eds. The mathematical theory of communication. Urbana: Univ of Illinois Press, 1949.
- [26] Margalef DR ed. Inperspectives marine biology (A Buzzati-Traversoed). California: Univ Calif Press, 1958: 323-347.
- [27] Lin Q, You WH, Xu FJ *et al.* Zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dishui Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(23): 6918-6929. [林青, 由文辉, 徐凤洁等. 滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系. 生态学报, 2014, **34**(23): 6918-6929.]
- [28] Liu CG, Jin XC, Qiu JQ *et al.* Influence of interaction of light and phosphorus on growth of two species of algae in freshwater. *China Environmental Science*, 2005, (1): 33-37. [刘春光, 金相灿, 邱金泉等. 光照与磷的交互作用对两种淡水藻类生长的影响. 中国环境科学, 2005, (1): 33-37.]

- [29] Abell JM, Özkundakci D, Hamilton DP. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes; implications for eutrophication control. *Ecosystems*, 2010, **13**(7): 966-977.
- [30] Liu JK ed. *Advanced hydrobiology*. Beijing: Science Press, 1999. [刘建康. 高级水生生物学. 北京: 科学出版社, 1999.]
- [31] Chen YW, Qin BQ, Gao XY. Prediction of blue-green algae bloom using stepwise multiple regression between algae & related environmental factors in Meiliang bay, Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2001, **13**(1): 63-71. DOI: 10.18307/2001.0110. [陈宇炜, 秦伯强, 高锡云. 太湖梅梁湾藻类及相关环境因子逐步回归统计和蓝藻水华的初步预测. 湖泊科学, 2001, **13**(1): 63-71.]
- [32] Ruan XH, Shi XD, Zhao ZH *et al.* Correlation between chlorophyll-a concentration and environmental factors in shallow lakes in plain river network areas of Suzhou. *J Lake Sci*, 2008, (5): 556-562. DOI: 10.18307/2008.0502. [阮晓红, 石晓丹, 赵振华等. 苏州平原河网区浅水湖泊叶绿素 a 与环境因子的相关关系. 湖泊科学, 2008, (5): 556-562.]
- [33] Wu P, Deng JM, Qing BQ *et al.* Effects of enhanced water temperature and nutrient concentration on algal growth in winter and spring season in Lake Taihu, China. *Research of Environmental Sciences*, 2013, **26**(10): 1064-1071. [吴攀, 邓建明, 秦伯强等. 水温和营养盐增加对太湖冬、春季节藻类生长的影响. 环境科学研究, 2013, **26**(10): 1064-1071.]
- [34] Li QQ, Deng JC, Hu WP *et al.* Community structure of phytoplankton and its relationships with environmental factors in drinking water source of Jinshu Bay, Taihu Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, **21**(7): 1844-1850. [李钦钦, 邓建才, 胡维平等. 太湖金墅湾水源地浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. 应用生态学报, 2010, **21**(7): 1844-1850.]
- [35] Davison IR. Environmental effects on algal photosynthesis; temperature. *Journal of Phycology*, 1991, **27**(1): 2-8.
- [36] Bright G, Michalski G, Wilkins BP. Water temperature and harmful algal bloom rate. The Summer Undergraduate Research Fellowship (SURF) Symposium, 2018: 65.
- [37] Li R, Xu QJ, Zhang GS *et al.* Effects of various total dissolved solids (TDS) on the growth of phytoplankton. *Research of Environmental Sciences*, 2013, **26**(10): 1072-1078. [李锐, 许秋瑾, 张光生等. 矿化度对淡水浮游植物生长及群落结构的影响. 环境科学研究, 2013, **26**(10): 1072-1078.]
- [38] Shen XL. Ecological environment of East Lake: Vicissitude and recovery. *Environmental Science and Technology*, 2003, (4): 24-26. [沈晓鲤. 武汉东湖的生态环境变迁与恢复问题. 环境科学与技术, 2003, (4): 24-26.]
- [39] Xie Q, Zhuge Y, Dai M. Effects of eutrophication on the diversity of plankton community. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1996, **20**(suppl): 9. [谢平, 诸葛燕, 戴莽. 水体富营养化对浮游生物群落多样性的影响. 水生生物学报, 1996, **20**(增刊): 9.]
- [40] Xiong JL. Studies on community structure of plankton and zoobenthos in lakes of different trophic levels [Dissertation]. Wuhan: Huazhong University of Science & Technology, 2005. [熊金林. 不同营养水平湖泊浮游生物和底栖动物群落多样性的研究 [学位论文]. 武汉: 华中科技大学, 2005.]
- [41] Mao JQ, Chen YC, Liu SW *et al.* Modeling studies on eutrophication process in Wulihu Bay of Taihu Lake. *China Environmental Science*, 2006, (6): 672-676. [毛劲乔, 陈永灿, 刘昭伟等. 太湖五里湖湾富营养化进程的模型研究. 中国环境科学, 2006, (6): 672-676.]
- [42] Tolotti M, Thies H. Phytoplankton community and limnochemistry of Piburger See (Tyrol, Austria) 28 years after lake restoration. *Journal of Limnology*, 2002, **61**(1): 77-88.
- [43] Qin BQ, Gao G, Zhu GW *et al.* Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 2013, **58**(9): 961-970.
- [44] Brede N, Sandrock C, Straile D *et al.* The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2009, **106**(12): 4758-4763.
- [45] Cardinale BJ. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 2011, **472**(7341): 86-89.