

文章编号: 1674 - 5566(2011)06 - 0930 - 08

## 滴水湖引水河段组合型生态工程春季对水体净化效果研究

童 琰<sup>1</sup>, 徐春燕<sup>1</sup>, 胡雪芹<sup>1</sup>, 张维砚<sup>1</sup>, 由文辉<sup>2</sup>

(1. 华东师范大学 环境科学系, 上海 200062; 2. 上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200062)

**摘 要:** 为探究滴水湖引水河段生态浮床和滨岸带组合型生态工程建成初期对入湖水质的改善效果, 于2010年春季设点对引水河进行营养盐浓度、透明度、叶绿素等理化指标和浮游植物种类数量的测定, 并用综合营养状态指数法评价水体富营养化状况。结果表明: (1) 工程河段水体 TN、TP、Chl. a、NH<sub>3</sub>-N 水平较上游明显降低, 浮床和滨岸带组合工程对 TN 去除率为 47.9%, TP 为 46.8%; (2) 浮游植物密度变化与温度呈极显著正相关、与 TN/TP 呈极显著负相关, 其密度单因子评价显示各点均达富营养化水平; (3) 样点水体的综合评分范围为 54.58 ~ 72.75, 综合评分均值为 64.07, 处于中度富营养水平, 其中样点 1 为重度富营养化; (4) Shannon-Wiener 多样性指数显示滨岸带工程下游样点受污程度降低, 与 Pielou 均匀度指数比较表明, 调查水体绝大部分为中污和重污染, 2 类指数评价相似度为 52.4%。考虑滴水湖周边潜在污染源较多、换水周期长, 浮游植物群落结构尚不稳定等特征, 对湖区及其周边水系的长期监测和评估可以为人工湖相关研究提供重要参考。

**研究亮点:** 通过多指标研究工程初期的水体修复情况, 显示了组合型生态工程修复(营养盐去除效果明显、藻类群落影响尚不显著) 优于单滨岸带, 证实了富营养化综合评价对新建成的水生态系统维护的重要性。对浮游植物及其主要影响因素的分析对人工湖生态系统长期研究具参考价值。

**关键词:** 人工湖; 浮游植物; 综合营养指数; 富营养化

**中图分类号:** X 824; X 524

**文献标志码:** A

湖泊作为城市水资源的主要载体, 有防洪蓄水、景观建成、保持物种多样性和调节区域气候等生态价值<sup>[1]</sup>, 已成为目前生态城市建设中必不可少的因素。在自然湖泊较少的城市和地区, 人工湖的规划建设及其富营养化防治也愈加受到重视。近年来, 国内学者在近海海域<sup>[2]</sup>以及闭锁性水体的浮游生物空间分布及其与环境因素关系<sup>[3]</sup>方面已有深入研究, 然而相关研究在大型人工湖则尚待充实。鉴于人工湖水域生态系统不稳定的共性, 以及入湖水质情况容易造成群落结构迥异的特殊性, 加强这方面的研究是急迫且必要的<sup>[4-6]</sup>。滴水湖作为世界最大的人工湖, 扮演着郊区生态缓压和水域景观建成的双重角色, 对上海生态环境的改善尤为重要<sup>[7]</sup>。因湖水主要来源为黄浦江支流大治河, 水源本身富营养

化程度较高, 故着眼于源头控制和入湖支流营养物质削减的生态修复工程是控制湖内水体富营养化的有力手段。本研究取位于滴水湖主要水源引水河的生态浮床和滨岸带组合型生态工程为研究对象, 通过对水质和浮游植物逐月监测分析并对比下游滨岸带工程修复效果, 探究工程建成初期水质净化效果, 以期为人工湖富营养化控制提供文献依据。

### 1 材料与方 法

#### 1.1 研究地概况

滴水湖位于上海市临港新城滩涂湿地处, 面积 5.56 km<sup>2</sup>, 呈正圆形, 平均水深 3.7 m, 其周边水系呈“三链、七射”的网状格局, 由环湖水系从大治河引黄浦江水, 并通过滴水湖出海闸、芦潮

收稿日期: 2011-04-24 修回日期: 2011-05-24

基金项目: 上海市科学技术委员会科技项目(09DZ1200901)

作者简介: 童 琰(1988—), 女, 硕士研究生, 研究方向为水域生态学。E-mail: catong880330@163.com

通讯作者: 由文辉, E-mail: youwenhui1964@126.com

引河出海闸等进行水体置换<sup>[8-9]</sup>。目前,湖区周边商业街等项目建设和湖上旅游资源开发对湖内和周边支流水质已造成较大影响,加之滴水湖本底土壤盐化程度较高、换水周期长,其水质状况不容乐观<sup>[8]</sup>。据汪海英和周敏杰<sup>[10]</sup> 2006 年监测,该湖水质处于轻度富营养状态,全湖总氮(TN)、总磷(TP)月平均值分别为 1.28 mg/L 和 0.077 mg/L。李晓波和许夏玲<sup>[11]</sup>于 2006 至 2008 年对水体分析表明,湖区水质已呈中度富营养

化。

## 1.2 方法

于滴水湖引水河段组合型生态工程和滨岸带工程处,分别设立工程效果跟踪点(样点 2、3,样点 4、5),工程上游河段对照点(样点 1),并在与引水河平行的另一河流设立对照点(样点 6、7)。2 号点为引水河组合型生态工程进水口,3 号点为其出水口,4、5 号点分别为滨岸带工程进水口和出水口(图 1)。

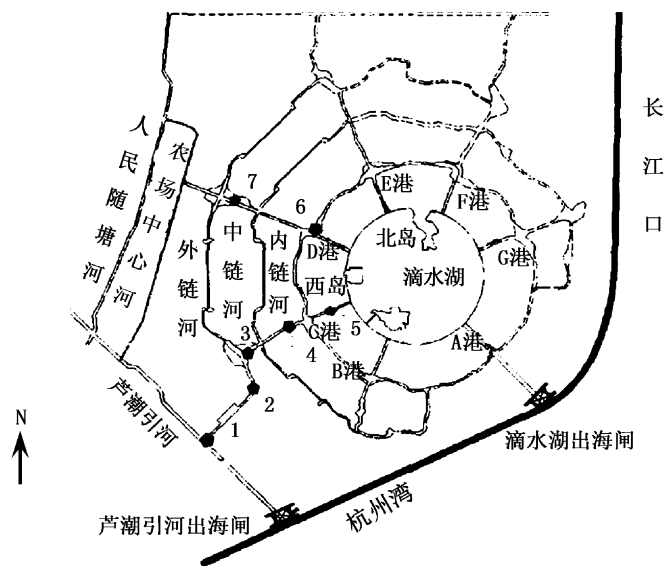


图 1 滴水湖调查样点分布示意图(来源:南汇区环境监测站,经修改)

Fig. 1 Location and distribution of sampling sites in Dripping Lake

采样分别于 2010 年 3 月 12 日、4 月 17 日、5 月 13 日进行,用 WTW Multi 350i 手提式测试仪现场测定透明度(SD)、pH 和表层水温度(T),另采集浮游植物样和 50 cm 深处水样进行实验分析,测试项目为总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH<sub>3</sub>-N)、叶绿素 a(Chl. a),其中 TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、TP 采用钼酸铵分光光度法,Chl. a 采用丙酮萃取 24 h 后分光光度法测定,方法参照《湖泊富营养化调查规范》<sup>[12]</sup>。浮游植物用 Nikon Eclipse 50i 生物显微镜计数,种类鉴定参照《淡水微型生物图谱》<sup>[13]</sup>、《淡水浮游生物图谱》<sup>[14]</sup>;计算 Shannon-wiener 生物多样性指数<sup>[15]</sup>和 Pielou 生物均匀度指数<sup>[16]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 水质特征及其变化规律

2010 年 3 月至 5 月期间,3 次取样 TP 均值为 0.097 mg/L, TN 均值为 2.3 mg/L, 2 项指标均以 3 月最高, 5 月最低, 各样点间变化较为统一, 表现为 1 号点至 5 号点浓度明显下降, 总体浓度均达到或超过 IV 类水质标准(图 2); 工程河段以 3 号点氮磷去除率最高, TP 去除率为 46.8%, TN 为 47.9%。DO 随时间变化明显, 4 月平均水平为 12.98 mg/L, 5 月为 8.16 mg/L。样点 1 DO 较低, 考虑此处浮游植物密度最大, 此结果可能与较多浮游植物对水中氧气的消耗有关; 除 3 号点 5 月 DO 下降外, 1 号至 5 号点逐渐上升。各样点

SD变化趋势不明显,1号至4号点均值逐步升高,至5号点稍降,结合氮磷浓度在1号点总体水平最高、DO最低的表现,较高营养盐浓度促进浮游植物生长,导致其对光照利用加强并增加水体

浊度应是上游SD较低的原因之一。对照河段SD、DO、TP均表现为下游(6号点)低于上游(7号点),说明随着污染源的远离,水体自净作用恢复可能是工程河段水质逐渐好转的另一因素<sup>[17]</sup>。

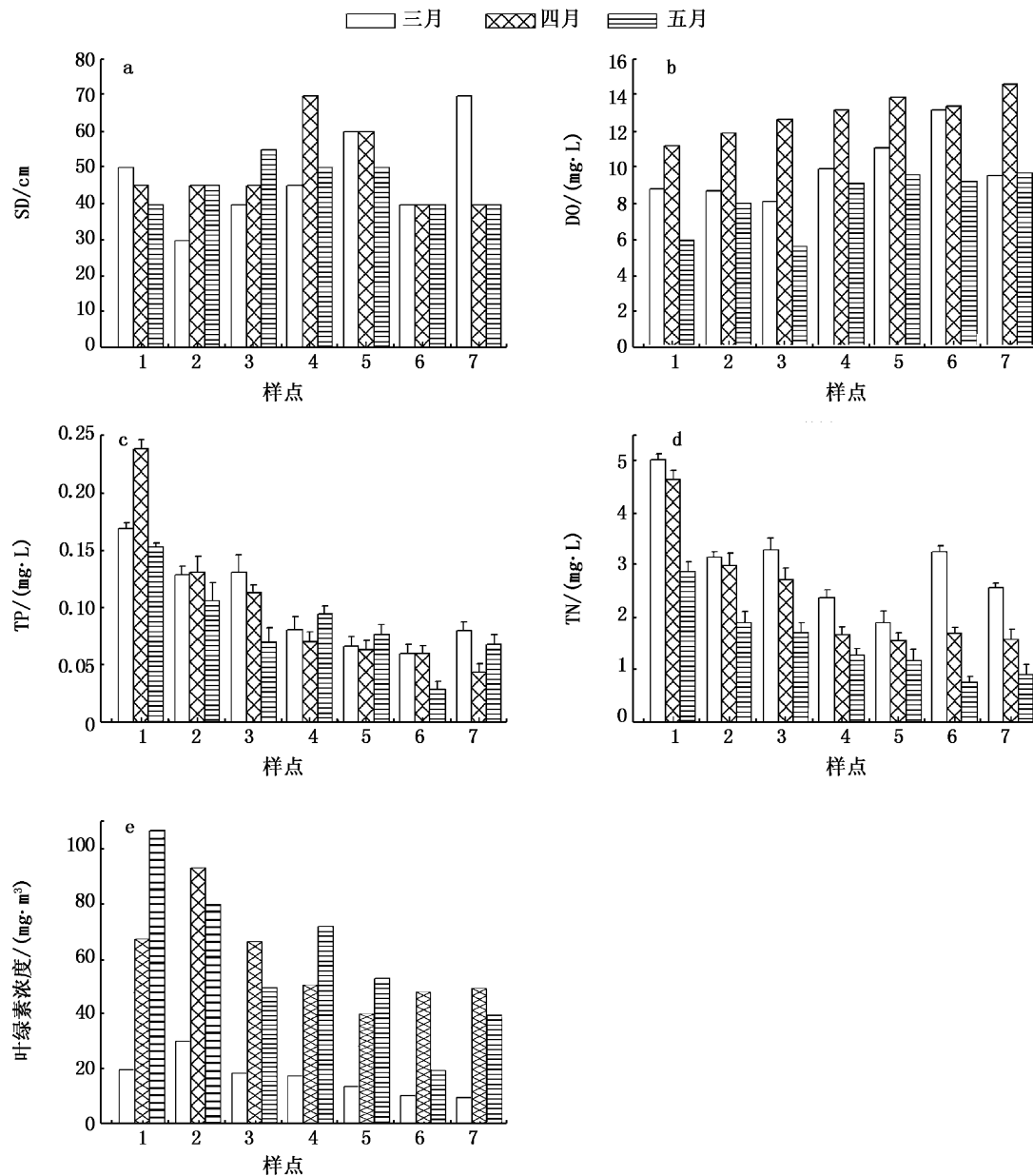


图2 各样点透明度(a)、溶氧(b)、总磷(c)、总氮(d)、叶绿素a(e)变化  
Fig. 2 Variations of SD(a), DO(b), TP(c), TN(d), Chl. a(e) in the sites

各样点 Chl. a 浓度平均为  $45.24 \mu\text{g/L}$ , 以 5 月最高, 3 月最低; 空间变化表现为工程后部样点 (3、5 号点) 分别较前方 (2、4 号点) 有所降低。3、4 月份各样点间变化趋势较为一致, 5 月有较大波动, 表现为 4 号点和 7 号点浓度突然上升, 此与

TP 及当月浮游植物密度变化相符; 表明温度升高在促进浮游植物生长同时, 其与营养盐的协同作用使各点变化趋势改变。另外调查发现对照河附近有养鸭场, 推测新的点源污染可能是 6、7 号点处 3 指标变化异常的原因, 此尚待后续研究证

实。

水温变化在各样点间基本一致。Chl. a、TP、和 TN 在各样点波动较大,均于 1 号点达到最高;组合生态工程下游(3 号点)和滨岸带工程下游(5 号点)3 指标浓度分别低于工程进水处,结合 3 号点氮磷去除率为工程河段最高的表现,浮床植物对水中营养物质吸收作用及滨岸带植物对雨水的截留和边岸的稳固作用,确实一定程度上改善了水质。1 号点位于工程河段上游,由 1 号点至 5 号点, TN、TP、Chl. a、 $\text{NH}_3\text{-N}$  均呈降低趋势,即工程下游(3、5 号点)4 指标浓度总体低于上游(2、4 号点),推测为工程短期内的水质改善效果和河段水体自身净化共同作用导致(图 3)。

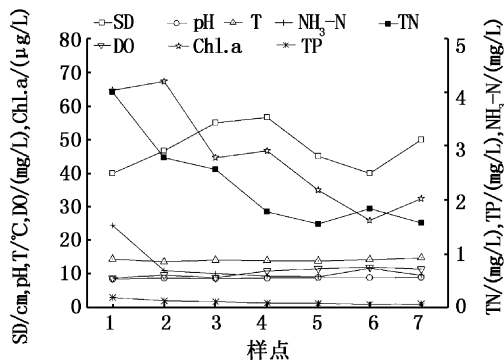


图 3 水质理化指标在各样点间变化

Fig. 3 Variations of physical and chemical characters in the sampling sites

分解加快,利于蓝藻色素和裸藻色素积累导致<sup>[18]</sup>。

## 2.2 浮游植物群落结构变化

### 2.2.1 浮游植物群落结构

2010 年春季对所设 7 处点位 3 次调查,共检出供鉴定浮游植物 146 种,分属 7 个门类。调查期间出现的所有种类中,绿藻、硅藻门类占优势,均占总种数的 30% 以上;各样点种类数均值,蓝藻门、裸藻门均为 23 种,各占总种数的 12.4%,隐藻门 5 种,甲藻门 1 种,金藻门 2 种。各样点共有种属 23 种,其中绿藻门 9 种,以绿球藻目居多,如小球藻 (*Chlorella vulgaris*)、链丝藻 (*Ulothrix flaccidum*)、卷曲纤维藻 (*Ankistrodesmus convolutus*)、十字四星藻 (*Tetrastrum staurogeniaeforme*)、斯诺衣藻 (*Chamydomonas snowiae*);硅藻门 9 种,为模糊直链藻 (*Melosira ambigua*)、钝脆杆藻 (*Fragilaria capucina*)、广缘小环藻 (*Cyclotella bodanica*)、何氏卵形藻 (*Cocconeis Hustedtii*)、尖针杆藻 (*Synedra acus*)、近缘针杆藻 (*Synedra affinis*)、库氏小环藻 (*Cyclotella Kutzingiana*)、梅尼小环藻 (*Cyclotella meneghiniana*)、肘状针杆藻 (*Synedra ulna*);另有蓝藻门、隐藻门各 2 种和裸藻门 1 种。从表 1 可看出,各点种类分布差别不明显,均以绿藻种数最多,硅藻次之;蓝藻和裸藻种数相当。各样点中,以样点 1 绿藻门、硅藻门类种类数最多,样点 6 绿藻门类种类所占比例最大;样点 6、7 浮游植物种数总体明显减少。浮游植物结构组成的空间变化趋势不如随时间变化显著,蓝藻、裸藻种类数随采样月份递增稳定增加,可能由气候转暖、有机质

表 1 取样期间各样点浮游植物各门种类数变化

Tab. 1 Changes of phytoplankton species during the experimental period

样点编号	蓝藻门	绿藻门	裸藻门	隐藻门	硅藻门	甲藻门	金藻门
1	27	107	30	14	65	2	3
2	23	93	24	15	66	3	2
3	20	87	17	14	58	3	3
4	24	88	19	11	59	2	0
5	21	93	17	14	63	2	2
6	17	85	13	12	62	3	0
7	17	74	16	13	54	3	0

调查期间,以绿藻门数量在各点位为最高,均值为 51.75%,硅藻门(24.99%)和隐藻门(19.38%)次之,其它藻类共占 3.89%。各点位以小球藻、斯诺衣藻、模糊直链藻和尖尾蓝隐藻 (*Chroomonas acuta*) 为主要优势种,蓝藻门的小形

色球藻 (*Chroococcus minor*) 在 5 月的 6、7 号点数量明显增加,可能与温度升高对蓝藻门类生长有利相关,优势种分布显示调查河段水体为富营养型。

### 2.2.2 浮游植物密度变化

浮游植物密度最大值见于4月的2号点,为 $13.33 \times 10^6$  cell/L;均值以2号点最高,3号点和1号点次之(表2)。藻类密度单因子评价显示各样点已达到富营养化水平<sup>[19]</sup>。结合理化指标变化,1号点密度较高可能与校内河段丰富的有机物和营养盐有关;实地调查发现1号点河段边岸种有黄菖蒲等,其对水质一定程度上的改善可能是该处藻类密度虽居于较高水平,但仍低于2、3号点

的原因。

利用 SPSS 18 统计软件,分析各监测点3月至5月浮游植物密度与水体理化因子间相关性(表3)。结果表明,浮游植物总密度与温度呈极显著正相关,与 TN/TP 呈极显著负相关、与 TN 呈显著负相关,说明各点位浮游植物密度变化主要受温度影响,且较低的氮磷比可能有利于浮游植物生长,这与陈开宁等<sup>[20]</sup>对太湖围隔示范工程的研究结果相一致。

表2 取样期间各样点浮游植物密度变化

样点编号	1	2	3	4	5	6	7
3月	4.03	4.45	3.53	2.30	1.99	1.86	1.48
4月	11.03	13.33	12.60	4.00	4.56	5.69	1.37
5月	8.65	9.29	9.87	12.61	8.02	12.13	13.24

表3 浮游植物密度与各理化因子相关性分析(n=21)

		TN	TP	TN/TP	水温	DO	pH	SD	NH <sub>3</sub> -N
浮游植物密度	Pearson 相关性	-0.454 *	-0.126	-0.631 **	0.678 **	-0.154	0.452 *	0.154	-0.326
	显著性(双侧)	0.039	0.587	0.002	0.001	0.504	0.04	0.504	0.15

注: \*\* 表示极显著相关, \* 表示显著相关。

空间上3、4月一直处于较低密度水平的4号点和6号点5月份突升,可能与周围突增的点源污染(4号点周围有零星菜地、6号点附近发现养鸭场)有关。2号点相比于3号点,其藻类平均密度上的降低在一定程度上可显示浮床工程的修复效果;此外,4、5月份模糊直链藻大量繁殖并在个别点形成优势种,可能是当月浮游植物密度出现不规律变化的原因。工程前后(2至3号点,4至5号点)浮游植物平均密度的降低说明水质改善在一定程度上抑制了藻类生长,但其种类组成并无明显变化。

与淡水湖相比,采样点水体中硅藻门种类和数量偏高。调查发现硅藻种类逐渐减少,与通常认为其年内生物量以春秋较高,夏冬较低结论相符<sup>[21]</sup>,故此变化可能主要由硅藻本身对温度变化的响应导致,生态工程影响不大;郭蔚华等研究发现优势硅藻种数与流速正相关,优势蓝、绿藻属与流速负相关<sup>[22]</sup>。因调查期间水闸关闭,河道水体流速可能恰利于硅藻悬浮进行光合作用。结合之前生态工程对营养盐的控制效果,工程可能仅通过氮磷比调节浮游植物总密度,对其优势

种分布、种类组成的影响尚不明显,短期内温度仍是浮游植物变化的主导因子。另外,滴水湖开挖于滩涂底质,虽引入淡水,仍较自然湖泊有很大不同,与之相通河道是否形成适宜某些种类发展的潜在条件<sup>[23]</sup>,或藻类分布情况仅与人工湖建成初期生态系统的不稳定性有关<sup>[24]</sup>,仍有待研究。

### 2.3 综合营养状态指数及生物多样性指数评价

综合营养状态指数法以修正的卡尔森指数 TSIM 为基础,根据水体的叶绿素、总氮、总磷等与水质密切相关的参数,确定 TLI 分级标准<sup>[25]</sup>。以 Chl. a 的状态指数 TLI(Chl) 为基准,将 TN(mg/L)、TP(mg/L)、DO(mg/L)、SD(cm) 其余5个参数与 TLI(Chl) 一并加权综合,综合营养状态指数计算方法及评价标准<sup>[26]</sup>。

生物多样性指数是指示群落特征的重要参数之一,水体发生富营养化一般会导致某些种类大量繁殖,消耗水体中的溶氧,从而导致不适应高营养环境的藻类死亡,降低浮游植物多样性<sup>[27]</sup>。选用 Shannon-Wiener 多样性指数  $H'$  和 Pielou 均匀度指数  $J$  分别分析所设样点的浮游植

物多样性。

各点 TLI 综合评分变化范围为 54.58 ~ 72.75, 平均综合评分为 64.07, 处于中度富营养水平。样点 2、6 表现出富营养程度有所降低, 其余各点未见明显变化。3 次采样的藻类群落多样

性指数  $H'$  的变化范围为 0.37 ~ 2.94, 均匀性指数  $J$  变化范围为 0.16 ~ 0.70。21 组样本中 2 种指数评价结果有 11 组相似, 相似度为 52.4%; 结果显示 4 号点多样性升高, 对照点 6、7 降低; 均匀度各点有所下降, 5 月均达到重污染水平(表 3)。

表 4 采样期间各样点水体综合营养型及受污程度评价

Tab. 4 Integrated nutrition types and pollution stage of the 7 sites during the experimental period

样点	3 月			4 月			5 月		
	多样性 $H'$	均匀度 $J$	综合 营养型	多样性 $H'$	均匀度 $J$	综合 营养型	多样性 $H'$	均匀度 $J$	综合 营养型
1	B	B	b	A	A	a	B	A	a
2	B	B	b	A	A	a	B	A	b
3	B	B	b	A	A	b	B	A	b
4	A	A	b	B	A	b	B	A	b
5	B	C	c	B	A	b	B	A	b
6	C	C	c	B	A	b	A	A	c
7	B	C	c	B	B	b	A	A	b

注: A, B, C 分别代表重污染、中污染、轻污染; a, b, c 分别代表重度富营养、中度富营养、轻度富营养。

### 3 结论

(1) 营养盐、溶氧量和透明度变化说明, 组合生态工程和单一滨岸带工程短期内均可在一定程度上改善水质, 尤以前者对营养盐去除作用更显著; 藻类密度单因子评价, 各样点均达到富营养化水平。生物多样性指数显示滨岸带工程后部样点污染程度降低, 各点总体为中污染; 均匀度降低, 各处 5 月均为重污染。综合营养状态指数显示调查河段总体处于中度富营养水平。

(2) 取样水体浮游植物密度与温度呈极显著正相关, 与 TN/TP 呈极显著负相关; 优势种存在一定波动, 主要为绿藻、硅藻和隐藻。工程前后浮游植物平均密度有所降低, 说明工程对水质的改善在一定程度上抑制其生长; 各点种类分布差别不明显, 均以绿藻种数最多, 硅藻次之, 显示工程短期内对浮游植物群落结构影响不大。滴水湖引水河段浮游植物群落结构较湖泊有较大区别, 表现为硅藻门种类和数量较多, 而湖区流速和基质不同, 浮游植物群落结构可能有较大变化。

(3) 理化或生物指标变化趋势对比, 表明对水质的单因素评价不能完全反映水体变化状况, 对其评估应建立长期、综合评价机制。对滴水湖的生态修复, 还应重视其相关水系的作用, 将源流、支流、湖区污染等干扰控制在生态系统能承受阈值范围内, 同时进行生态工程修复<sup>[28]</sup>; 考虑

到生态工程对以浮游植物为代表的水生生物群落结构影响有限, 加之滴水湖在水系、底质等方面具有特殊性, 对其长期调查研究是必要的, 也将为今后大型人工湖治理提供借鉴。

### 参考文献:

- [1] 孙刚, 盛连喜. 湖泊富营养化治理的生态工程[J]. 应用生态学报, 2001, 12(4): 590-592.
- [2] 罗文俊, 章守宇. 马鞍列岛海域浮游植物优势种粒径组成及影响因子分析[J]. 上海海洋大学学报, 2009, 18(5): 571-578.
- [3] MISCHKE U. Cyanobacteria Associations in Shallow Polytrophic Lakes: Influence of Environmental Factors[J]. Acta Oecologica, 2003, 24: 11-23.
- [4] GASIUNAITE Z R, CARDOSO A C, HEISKANEN A S, et al. Seasonality of Coastal Phytoplankton in the Baltic Sea: Influence of Salinity and Eutrophication[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2005, 65(1): 239-252.
- [5] HABIB O A, TIPPETT R, MURPHY K J. Seasonal Changes in Phytoplankton Community Structure in Relation to Physico-chemical Factors in Loch Lomond, Scotland[J]. Hydrobiologia, 1997, 350(1): 63-79.
- [6] CHEN F Z, SONG X L, HU Y H, et al. Water Quality Improvement and Phytoplankton Response in the Drinking Water Source in Meiliang Bay of Lake Taihu, China[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(11): 1637-1645.
- [7] 刘小梅, 李月丽. 上海地区人工湖富营养化防治设计若干问题探讨[J]. 上海水务, 2010, 26(3): 5-7.
- [8] 徐建官. 滴水湖水水质现状及研究初探[J]. 环境监测管理与技术, 2010, 22(1): 64-70.
- [9] 丁文铎, 孙燕. 环境水生态修复的概念、特点及其应用

- [J]. 北京水务, 2006, 13(1): 46-47.
- [10] 汪海英, 周敏杰. 临港新城——滴水湖富营养化现状评价及调控对策[J]. 上海水务, 2006, 22(4): 273-277.
- [11] 李晓波, 许夏玲. 上海滴水湖小色金藻种群变化[J]. 上海师范大学学报: 自然科学版, 2009, 33(2): 193-196.
- [12] 金相灿, 屠清英. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [13] 周凤霞, 陈剑虹. 淡水微型生物图谱[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [14] 韩茂森. 淡水浮游生物图谱[M]. 北京: 农业出版社, 1980.
- [15] SHANNON C E, WEAVER W. The Mathematical Theory of Communication[M]. Urbana, IL: University of Illinois Press, 1949.
- [16] PIELOU E C. An Introduction to Mathematical Theory Ecology [M]. New York: Wiley-Interscience, 1969.
- [17] 张智, 杨冬雪, 王斌, 等. 某人工湖成库初期水环境特征研究[J]. 环境工程学报, 2010, 4(6): 1321-1326.
- [18] 胡韧, 林秋奇, 王朝辉, 等. 广东省典型水库浮游植物组成与分布特征[J]. 生态学报, 2002, 22(11): 1939-1944. [19] 许金花. 城市小型浅水人工湖泊浮游藻类与水质特征研究[J]. 生态科学, 2009, 26(2): 36-40.
- [20] 陈开宁, 周万平, 鲍传和, 等. 浮游植物对湖泊水体生态重建的响应——以太湖五里湖大型围隔示范工程为例[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 359-366.
- [21] 姚敏, 刘倩, 李艳玲, 等. 南京市2个小型富营养湖泊浮游硅藻的季节性变化[J]. 湖泊科学, 2009, 21(5): 693-699.
- [22] 郭蔚华, 李楠, 张智. 嘉陵江出口段3类水体蓝绿硅藻优势种变化机理[J]. 生态环境学报, 2009, 18(1): 51-56.
- [23] 张修峰. 长江口潮滩湿地底质对水体氮、磷营养盐含量的影响[D]. 上海: 华东师范大学, 2005, 5.
- [24] 韩智勇, 刘丹, 李启彬. 城市人工湖富营养化评价及污染控制的研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(31): 13808-13810, 13828.
- [25] SHEN Z Y, BIAN X H, ZHAO Y, et al. Taiping Lake In Xuyuan Park, Nanjing: Eutrophication, Treatment & Prevention[J]. Journal of Lake Science, 1997, 12(4): 377-380.
- [26] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测, 2002, 18(5): 47-49.
- [27] 邓泓, 何国富, 邢和祥, 等. 河道水体富营养化污染综合治理的研究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 132-135.
- [28] 由文辉, 顾笑迎. 国外城市典型河道的治理方式及其启示[J]. 城市公用事业, 2008, 22(4): 16-19.

## Research of the ecological restoration results of the combined ecological project in Yinshui River, Dripping Lake in spring

TONG Yan<sup>1</sup>, XU Chun-yan<sup>1</sup>, HU Xue-qin<sup>1</sup>, ZHANG Wei-yan<sup>1</sup>, YOU Wen-hui<sup>2</sup>

(1. College of Resources and Environment Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China; 2. Shanghai Key Laboratory of Urbanization and Ecological Restoration, Shanghai 200062, China)

**Abstract:** In order to evaluate the improvement of water quality by the construction of the eco-floating bed and the bank restoration project in the Yinshui River of the Dripping Lake, indicators like nutrient, transparency, chlorophyll, as well as phytoplankton density and distribution have been investigated in this study, which was carried out during the Spring 2010. In addition, the biological diversity index of phytoplankton was calculated and TLI method was used to estimate the sites eutrophication level. Results: (1) the physical and chemical indicators variation trend demonstrated that the project had improved the water quality to some extent, with the TN removal rate 47.9% and TP removal rate 46.8%; (2) the variation of phytoplankton density showed a significant positive correlation with temperature and a significant negative correlation with TN/TP, and eutrophication was found in all sites through density evaluation. (3) the sites TLI ranged from 54.58 to 72.75, with the average of 64.07, which indicated a meso-eutrophication level with severe eutrophication in Site 1. (4) the comparison of Shannon-Wiener Index ( $H'$ ) and Pielou Evenness Index ( $J$ ) showed that most of the samplings were in the states of moderate and severe pollution, with the similarity of 52.4%. Besides, Shannon-Wiener Index ( $H'$ ) demonstrated the pollution degree of the site in the rear of riparian buffer reduced. Finally, the number of potential pollution sources around the Dripping Lake is large while the water changing period is long and the community of phytoplankton is different from other freshwater lakes because of its special beach sediment. Considering the newly-built water ecological system of the Dripping Lake and its water sourcing rivers is not stable yet, long-time monitoring and assessment are of significant value especially for man-made lakes.

**Key words:** artificial lake; phytoplankton; TLI( $\Sigma$ ); eutrophication