

# 北京大学未名湖水质与底泥菌群结构的时空变化

陶怡乐 张晨枫 徐琳 温东辉<sup>†</sup>

北京大学环境科学与工程学院, 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100871; <sup>†</sup> 通信作者, E-mail: dhwen@pku.edu.cn

**摘要** 通过测定不同季节北京大学未名湖不同区域的水质指标, 发现在无显著人为外源影响的条件下, 水体氮相关指标较好, 四季全部采样点的氨氮都优于Ⅱ类水指标, 总氮都优于Ⅳ类水指标, 但COD, TP和DO等指标在有的采样点仅达到、甚至劣于Ⅴ类。未名湖的平均综合营养状态指数(TLI)为56.1, 属于轻度富营养化。利用PCR-DGGE分析未名湖的底泥微生物群落, 结果表明其多样性随季节变化较明显, 春、秋季多样性指数都较高, 夏、秋季多样性指数与地理位置及水体营养盐含量呈显著正相关关系。线性回归结果提示未名湖底泥微生物群落可能受藻类固氮作用的影响。

**关键词** 未名湖; 水质; 富营养化; 底泥微生物群落; PCR-DGGE

**中图分类号** X172

## Temporal and Spatial Variation of the Water Quality and the Sediment Bacterial Community in Weiming Lake, Peking University

TAO Yile, ZHANG Chenfeng, XU Lin, WEN Donghui<sup>†</sup>

College of Environmental Sciences and Engineering, The Key Laboratory of Water and Sediment Sciences (MOE), Peking University, Beijing 100871; <sup>†</sup> Corresponding author, E-mail: dhwen@pku.edu.cn

**Abstract** Eutrophication has been one of threats to the aquatic environment nowadays. Learning the water quality and analyzing the possibility of eutrophication of Weiming Lake, an irreplaceable symbol of Peking University, is the scientific basis to improve the water quality and a reference to the protection of other artificial lakes. Hardly disturbed by anthropogenic activities, the water quality of Weiming Lake was good in nitrogen related indexes, but the indexes of COD, TP, and DO were at or even worse than Level V water quality in all the regions and seasons. The average TLI indexes of Weiming Lake was 56.1, slightly eutrophication. PCR-DGGE analysis showed the diversity of sediment bacterial community varied through seasons, higher in spring and summer, highly related with the location and the weight of nutrients in summer and autumn. Linear regression showed that the activities of algae may influence the sediment bacterial community through nitrogen fixation.

**Key words** Weiming Lake; water quality; eutrophication; sediment bacterial community; PCR-DGGE

公园、校园及小区的景观湖泊不仅是人们休闲娱乐的重要场所, 也是城市生态系统的重要组成部分。这些湖泊一般属于中小型浅水湖泊, 极易受自然因素和人为因素的影响, 导致水质恶化和富营养化。水生微生物可以直观、快捷地指示水域污染程度<sup>[1]</sup>, 而微生物活动可降低水体有机质含量, 稳定水体 pH 值, 并抑制底泥释放氮磷<sup>[2]</sup>, 因此水质与底

泥菌群是研究景观湖泊的重要部分。目前对城市景观湖泊的菌群研究方法主要有平板菌落计数法<sup>[3-5]</sup>、磷脂检测法<sup>[6]</sup>、PCR-DGGE 技术<sup>[7]</sup>和 PCR-RFLP 技术<sup>[8]</sup>等。

北京市区共有大小湖泊 30 余个, 水面面积约 7.3 km<sup>2</sup>。2001 年夏季, 北京市城市河湖爆发大面积的蓝藻水华。2005 年 8 月底至 9 月初, 昆明湖出

2010 年度北京大学校长基金和国家自然科学基金(51378019)资助

收稿日期: 2016-07-12; 修回日期: 2016-10-03; 网络出版日期: 2017-10-24

现严重的水华,达到中度富营养级别,叶绿素 a (Chla)含量高达  $70 \text{ mg/m}^3$ ,浮游植物数量为  $4.10 \times 10^7$  个/L<sup>[9]</sup>,给首都的生态环境和旅游产业带来不良影响。

未名湖是北京大学的主要景观湖泊,根据北京大学环境保护办公室提供的检测数据,近年来未名湖水质情况比较乐观。但是,以往对未名湖的检测主要针对水中无机物成分,缺乏与富营养化水平相关的水质分析,对未名湖的微生物群落也缺乏研究。由于未名湖水体较浅,水质和微生物量均容易受人工换水影响。在春、夏季,从感官角度可发觉湖体呈现富营养化的趋势。本研究对未名湖的水质进行检测分析,充分掌握未名湖水质情况,使用 PCR-DGGE 技术研究生物量高且群落结构相对稳定的未名湖底泥中菌群结构,从而更加全面地评价未名湖的营养状况,为保护北京大学的校园环境 and 人文景观提供科学依据。

## 1 未名湖基本情况

未名湖水域面积为  $86520.6 \text{ m}^2$ ,平均水深  $1 \text{ m}$ ,蓄水量为  $86520.6 \text{ m}^3$ ,水系以东西向为脉络,与天然地表水流方向一致。20 世纪 50 年代前,其水源为泉水和压层水,流量稳定,水质清冽。50 年代末,北京西郊地区大量开采地下水,至 60 年代开采量已达  $5.5 \text{ 亿 m}^3$ ,地下水位每年下降  $0.5 \sim 1 \text{ m}$ 。未名湖因无法得到地下水的有效补给,水位逐年下降。此后的补给水源为已受污染的万泉河水,从西校门西侧引水入园,分成两支,南支经未名湖后折向东北,而后归万泉河;北支经镜春园,绕朗润园,最后出东北隅,汇入万泉河。到 1996 年,万泉河水的污染已经非常严重,直接导致未名湖水质恶化,总氮(TN)、总磷(TP)和高锰酸钾指数( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )均高于《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)中对“人体非接触的娱乐用水区”标准,鸣鹤园湖和朗润园的湖水甚至劣于“农业用水区”标准。1998 年百年校庆前,北京大学实施未名湖治理工程,实现未名湖水域的自循环,即首尾相接,自成系统,封闭循环(图 1),并进行清淤疏通。至此,未名湖水的补给主要来自自然降水和人工补给。

人工补水量公式如下:

$$\begin{aligned} \text{补水量} &= \text{损耗量} - \text{雨水补给量} \\ &= \text{蒸发量} + \text{渗漏量} + \text{其他损耗} - \\ &\quad \text{雨水补给量}, \end{aligned} \quad (1)$$

式中,蒸发量 = 年蒸发量  $\times$  面积 =  $1883.1 \text{ mm/a} \times 86520.6 \text{ m}^2 = 162927 \text{ m}^3/\text{a}$ ; 渗漏量 = 渗透系数  $\times$  面积 =  $1.9 \times 10^{-5} \text{ cm/s} \times 86520.6 \text{ m}^2 = 518417 \text{ m}^3/\text{a}$ ; 其他损耗为地下漏斗渗漏量、湖水测漏量、水生植物蒸腾需水量、沿岸及湖边植物根系需水量(包括从湖中直接取水浇灌量  $1500 \text{ m}^3/\text{a}$ )以及环境稀释需水量等,由于缺少相关数据,在计算中忽略不计; 雨水补给量 = 年降水量  $\times$  面积 =  $449.9 \text{ mm/a} \times 86520.6 \text{ m}^2 = 38848 \text{ m}^3/\text{a}$ 。

可以估算,每年未名湖补水量大致为 64 万吨。在 1998 年对未名湖进行改造之后,湖内水质情况整体上较好。

## 2 材料与方法

### 2.1 采样点选取

根据未名湖各区域的水文条件差异,将湖区分分为 5 个部分,分别选取采样点(图 2)。1 号点位于石舫附近,靠近湖心,水流快,水深度大; 2 号点在湖西南岸,距离卷尾石鱼较近,水生植物茂密,水生动物数量较多; 3 号点位于入湖水道的出口,水深较浅,由于长期无水流入,水体浑浊,流速慢,仅有一些观赏性的挺水植物; 4 号点位于湖南边与湖体直接相通的小湖,水体中植物茂密,流动性较差,春季可观察到鱼群,夏季水面浮有较大面积的油状物; 5 号点位于湖东北面,距离湖的出水口较近,水流速度快。

### 2.2 采样及水质分析方法

使用标准采样器,于 2011 年的 7 月 11 日(夏)、10 月 8 日(秋)、12 月 5 日(冬)及 2012 年 5 月 6 日(春)在 5 个采样点采集表层水(约水面下  $300 \sim 400 \text{ mm}$ )和底层(湖底附近)泥水混合物各约  $500 \text{ mL}$ ,现场测定表层水样的温度、溶解氧(DO, Thermo, 美国)、pH 和透明度后,均分装入清洁的聚乙烯塑料瓶封存。水样运回实验室后,立即用  $0.45 \mu\text{m}$  乙酸纤维滤膜过滤,滤后水样装入清洁的聚乙烯塑料瓶,与带有过滤物的滤膜同置于  $4^\circ\text{C}$  冰箱保存。

水样的 TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定,硝酸盐氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )采用紫外分光光度法测定,亚硝酸盐氮( $\text{NO}_2^--\text{N}$ )采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定,氨氮( $\text{NH}_3-\text{N}$ )采用水杨酸-次氯酸盐光度法测定,TP 采用过硫酸钾氧化-钼锑抗分光光度法测定。化学需氧量(COD)采用重铬酸钾法,用 COD 快速分析仪(HACH-DR890, 美国)测定,Chla 采用



蓝色箭头示意水流循环情况

图 1 未名湖水系

Fig. 1 Water system of Weiming Lake



图 2 未名湖采样点分布

Fig. 2 Sampling sites in Weiming Lake

丙酮浸泡分光光度法测定<sup>[10]</sup>。

### 2.3 富营养化评价

目前我国湖泊富营养化评价的基本方法有营养状态指数法(卡尔森营养状态指数, TSI)、修正的营养状态指数法、综合营养状态指数法(TLI)、营养度指数法和评分法。这些方法均在实际工作中采用。其中, 营养度指数法计算步骤繁琐、耗时长; 评分法受人为主观因素干扰较多, 影响结果的准确性。本研究选取综合营养状态指数法评价湖泊富营养化

程度<sup>[11-12]</sup>, 计算公式如式(2)所示, 包含可以反映水体营养程度的 5 项指标: Chla, TP, TN, SD 和  $COD_{Mn}$ 。

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \times TLI(j), \quad (2)$$

式中,  $TLI(\Sigma)$ 为综合营养状态指数,  $TLI(j)$ 为第  $j$  种参数的营养状态指数,  $m$  为评价参数的个数,  $W_j$  为第  $j$  种参数的营养状态指数的相关权重。以 Chla 作为基准参数, 归一化的  $W_j$  计算公式如下:

$$W_j = r_{ij}^2 / \sum_{j=1}^m r_{ij}^2, \quad (3)$$

其中,  $r_{ij}$  为第  $j$  种参数与基准参数 Chla 的相关系数, 具体数值见表 1。

各项目营养状态指数的计算公式如下:

$$TLI(Chla) = 10(2.5 + 1.086 \ln Chla), \quad (4)$$

$$TLI(TP) = 10(9.436 + 1.624 \ln TP), \quad (5)$$

$$TLI(TN) = 10(5.453 + 1.694 \ln TN), \quad (6)$$

$$TLI(SD) = 10(5.118 - 1.94 \ln SD), \quad (7)$$

$$TLI(COD_{Mn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln COD_{Mn}). \quad (8)$$

为了指示湖泊的营养状态, 按数量 0~100 进行营养分级:  $TLI(\Sigma) < 30$ , 贫营养;  $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ , 中营养;  $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ , 轻度富营养;  $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ , 中度富营养;  $TLI(\Sigma) > 70$ , 重度富营养。在同一营养状态下, 指数值越高, 营养化程度越重<sup>[14]</sup>。

虽然  $COD_{Mn}$  和  $COD$  均反映水中有机物浓度, 但二者采用不同氧化剂在不同条件下测定。一般来说, 水体中有一部分有机物不能在高锰酸钾法中被氧化, 而在重铬酸钾法中可以被氧化<sup>[15]</sup>, 高锰酸钾法的氧化率为 50%左右, 重铬酸钾法的氧化率可达 90%<sup>[16]</sup>, 因此,  $COD$  一般高于  $COD_{Mn}$ 。对于本研究所测定的  $COD$ , 在计算富营养化指数时用式(9)<sup>[17]</sup>

表 1 中国湖泊(水库)部分参数与 Chla 的相关系数<sup>[13]</sup>

Table 1 Correlation of some features vs Chlorophyll-a of typical Chinese lakes (reservoirs)

指数	$r_{ij}$	$r_{ij}^2$	$W_j$
Chla	1	1	0.2663
TP	0.84	0.7056	0.1879
TN	0.82	0.6724	0.179
SD	-0.83	0.6889	0.1834
$COD_{Mn}$	0.83	0.6889	0.1834

进行换算:

$$\text{COD}_{\text{Mn}} = (\text{COD} - 16.5) / 3.76. \quad (9)$$

## 2.4 总 DNA 提取

对底层泥样提取总 DNA, 采用 Power Soil™ DNA Isolation Kit 提取试剂盒(MOBIO, 美国), 按说明书的步骤进行。提取产物用 1% (质量比)琼脂糖凝胶电泳检测, 电压 110 V, 时间 35 分钟, 明亮条带显示提取纯度较好。提取的 DNA 于-20℃ 条件下保存。

## 2.5 PCR

从总 DNA 中 PCR 扩增 16S rDNA 的 V3 区。引物(上海生工公司)分别为: 上游 GC-338F(5'→3'), ACTCCTACGGGAGGCAGCAG; 下游 518R(5'→3'), ATTACCGCGGCTGCTGG, 为提高扩增片段的 DGGE 分离效果, 在上引物的 5'端添加 GC 夹(5'→3'), CGCCCGCCGCGCGGCGGGCGGGGCGGGGCGACGGGGGGG。采用 25 μL 扩增体系: 9.5 μL ddH<sub>2</sub>O, 12.5 μL Premix TaqHS (TaKaRa, 美国), 上下引物各 1 μL, 底物 1 μL。

PCR 反应条件如下: 首先 95℃ 预变性 5 分钟; 然后 94℃ 变性 40 秒, 56℃ 退火 40 秒, 72℃ 延伸 40 秒, 该阶段循环 30 次; 最后 72℃ 延伸 10 分钟。反应结束后将 PCR 产物用 1%琼脂糖凝胶电泳检测扩增效果。

## 2.6 DGGE

采用变性凝胶梯度电泳(denatured gradient gel electrophoresis, DGGE)考察未名湖内微生物群落的结构多样性和时空变化。选用高、低变性剂浓度分别为 55%和 35%的 10%丙烯酰胺/双丙烯酰胺变性

溶液制胶。将胶在 60℃ 预热 20 分钟, 80 V 电泳 20 分钟后, 100 V 电泳 12 小时。电泳结束后使用 1.5 μL Subgold, 加入 15 mL 1×TAE 染色 40 分钟。

根据 DGGE 结果, 使用 past 软件计算各样品的微生物物种丰度( $S$ )、Shannon-Weiner 指数( $H$ )及均匀度指数( $E$ ), 计算公式<sup>[18]</sup>如下:

$$H = -\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i, \quad (10)$$

$$E = H / \ln S, \quad (11)$$

其中,  $S$  为图中显著峰数量,  $P_i = N_i / N$ ,  $N_i$  为某个峰的面积,  $N$  为总峰面积。

使用 stata 软件进行水质指标对物种多样性指数的多元线性回归分析。

## 3 未名湖水质与营养状态

### 3.1 水质分析结果

**SD** 未名湖水深较浅, 冬、春两季透明度较好, 透明度测量受限。夏季 1, 2, 4, 5 号点透明度分别为 0.67, 0.49, 0.53 和 0.48 m, 秋季 1, 5 号点透明度为 0.93 和 0.73 m。

**pH** 湖水 pH 整体上接近中性, 符合天然水的 pH 范围。相同采样点、不同季节的 pH 略有变化, 在 6.6~8.0 之间, 且各采样点变化规律一致, 秋、冬季 pH 略低而春季 pH 略高。

**DO** 不同季节、不同采样点的 DO 如图 3 所示。在空间分布上, 1, 2, 5 号点水域宽阔, 水体较深, 流动性好, DO 较高; 3 号点水域狭窄, 水体较浅, 流动性较差, DO 较低; 4 号点水体较浅, 流动性差, 与主体水域交换量少, DO 显著偏低。在季节分

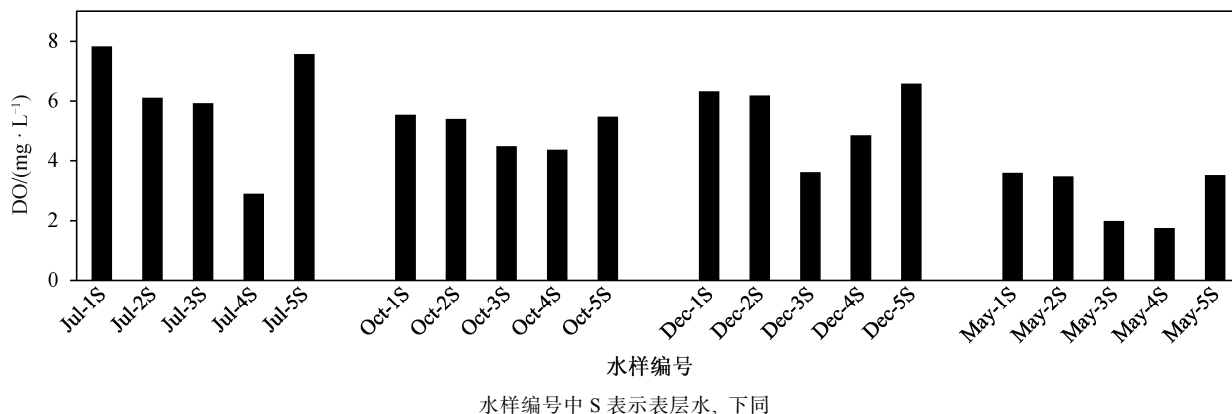


图 3 未名湖表层水中 DO 的季节性变化  
Fig. 3 Seasonal change of DO of Weiming Lake

布上, 7 月 DO 浓度最高, 其中 1 号和 5 号点分别为 7.82 和 7.57 mg/L, 达到 I 类水标准<sup>[19]</sup>; 10 月和 12 月 DO 相对较低, 5 月最低, 尤其是 3 号和 4 号点分别为 1.98 和 1.75 mg/L, 为劣 V 类地表水<sup>[19]</sup>。考虑不同季节的温度与光照变化, 湖中光合作用强度的差别可能是水体 DO 季节性差异的主要原因, 其中 5 月湖水 Chla 含量极低(未检出), 反映湖中光合作用极弱, 导致春季 DO 的低谷。

**COD** 不同季节、不同采样点的 COD 如图 4 所示, COD<sub>Mn</sub> 由 COD 计算而得。湖周边无污染排放源, 水中主要有机物为天然有机物。由于春季向未名湖人工输入新水, 使水中有机物浓度下降, 导致 5 月水样 COD 低于检出限。夏季 1 号点 COD 显著低于其他采样点, 可能仍与春季输水有关, 属于 III 类地表水, 其他样点属于 V 类或劣 V 类地表水<sup>[19]</sup>; 秋、冬季 5 个点的变化趋势基本上一致, 冬季 COD 比秋季略高, 可能与秋季落叶等腐殖质进入水体有关。

**Chla** 水体 Chla 受季节影响较大(图 5), 其中春季水样未能检出 Chla, 夏季大部分样点 Chla 含

量达到最大值, 秋、冬两季则有不同程度的下降, 其中 3 号点下降最为显著。3 号点水域狭窄, 水深较浅, 在秋、冬两季的枯水期水深不足 30 cm, 故水中藻类明显减少。从整体上来看, 未名湖水体夏季藻类较多, Chla 含量高于 10 mg/m<sup>3</sup>, 而秋、冬两季有所降低。

**TN 和氮盐形态分布** 采样点各季节水样中各形态氮盐含量分布见图 6。在季节分布上, 各采样点存在相似的变化规律: 夏、秋季氨氮含量较高, 为最主要的氮盐存在形态; 冬季氨氮含量降低, 而硝氮含量显著上升; 春季总氮含量显著下降。由于湖体周围无显著外来排放源, 推断季节性氮盐形态分布变化主要受水中参与氮转化的微生物分布和活性变化影响, 以及水生生物对氮盐的吸收的影响。夏、秋季的氨氮上升可能与异养菌对有机氮的氨化作用有关, 冬季硝氮上升可能与反硝化微生物活性降低有关。进一步对比 3 种主要无机氮含量与总氮含量, 发现各样点冬季总氮含量与 3 种无机氮含量之和接近, 而夏、秋两季相差较大, 说明冬季水体中有机氮含量较少, 因此推断冬季生物吸收无机氮

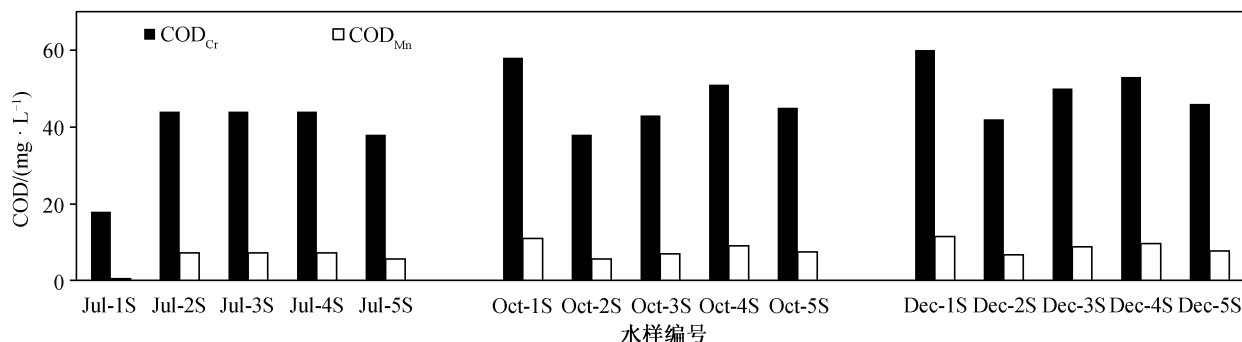


图 4 未名湖表层水中 COD 的季节性变化  
Fig. 4 Seasonal change of COD of Weiming Lake

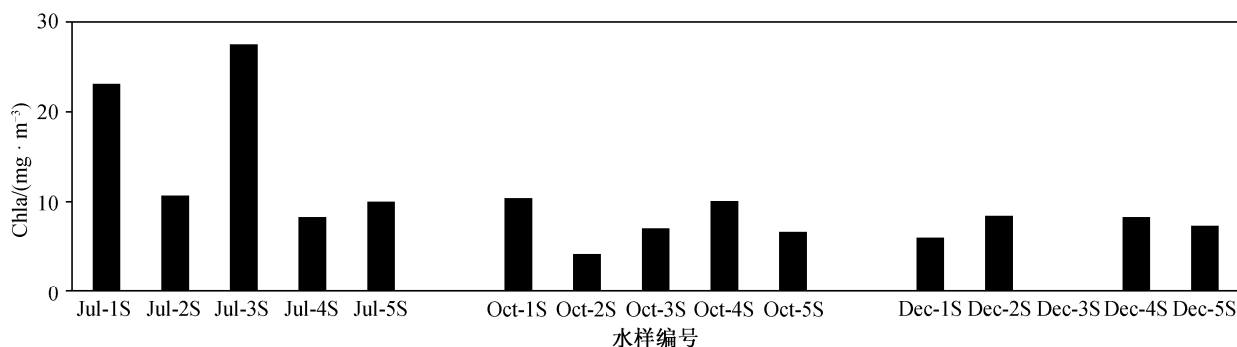
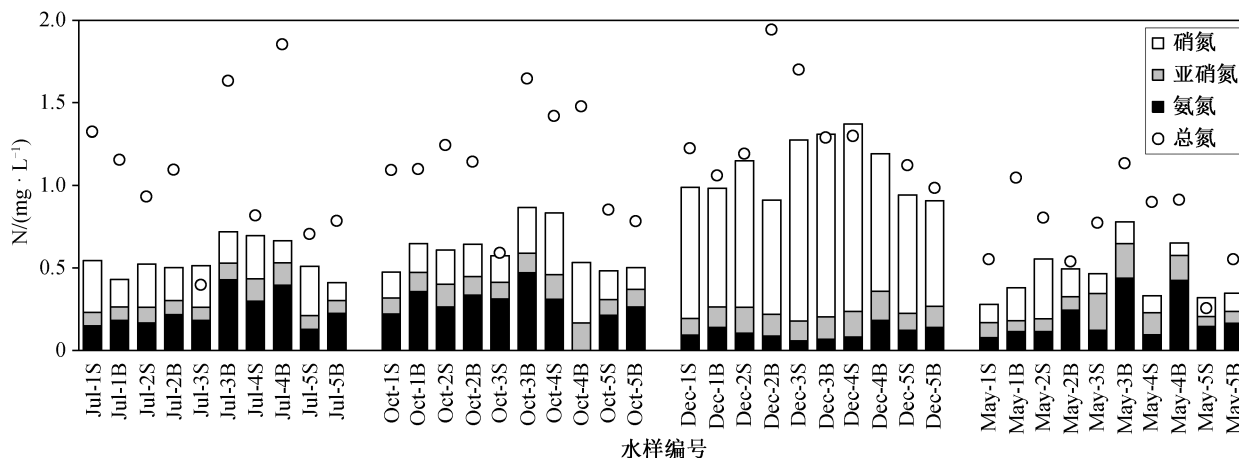


图 5 未名湖表层水中 Chla 的季节性变化  
Fig. 5 Seasonal change of Chla of Weiming Lake



水样编号中, S 表示表层水, B 表示底层水, 下同

图 6 未名湖水中 3 种无机氮和总氮的季节性变化

Fig. 6 Seasonal change of three forms of inorganic nitrogen and TN of Weiming Lake

并转化为有机氮的能力较弱, 这是冬季硝氮明显上升的另一原因且贡献可能更大。春季各形态氮与总氮含量均显著下降, 推断与人工注入大量新鲜水的稀释作用有关; 春季硝氮所占比例显著下降, 且总氮高于各无机氮之和, 可能是生物体吸收硝氮转化为有机氮所致。

与其他采样点相比, 3 号点夏、秋、冬总氮含量虽无明显变化, 但冬季总氮含量显著升高, 其中各形态无机氮含量变化也最为显著。3 号点 DO 比其他各点低, 底泥呈黑色且颗粒极细, 推断 3 号点底泥中微生物活动更为旺盛。3 号点水域狭窄, 水深极浅, 因此当环境条件发生变化时, 其变化最为显著。

此外, 未名湖表层水和底层水中氨氮含量无相关性 ( $p=0.1185>0.05$ ), 硝氮 ( $p<0.05$ ) 与亚硝氮 ( $p<0.05$ ) 含量线性相关(图 7)。各无机氮之间不存在相关性 ( $p>0.05$ )。这一方面可能是由于氨氮迁移性差, 不易从底泥中进入水体; 另一方面, 表层水中的氨氮容易被氧化, 导致未名湖底层水的氨氮一般高于表层水。

图 6 中氨氮指标均高于 II 类水质, 个别样点达到 I 类水质。对于总氮指标, 冬季所有样点达到 IV 类水质, 春季除 5 号样点属于 II 类水质外, 均为 III 类水<sup>[19]</sup>。

**TP** 除春季以及秋季 2 号点、4 号点底层水和冬季 4 号点表层水总磷含量过低未检出外, 其他水样中总磷含量相对较高(图 8)。除了秋季 4 号样点和冬季 5 号样点的 TP 水平属于 V 类之外, 其他样

点都属于劣 V 类地表水<sup>[19]</sup>。

与总氮不同, 表层水和底层水的总磷含量高度相关 ( $p<0.05$ )(图 9)。因此同一位点表层水和底层水的 TN/TP 并不一致。秋季 4 号点表层水总磷含量仅为  $0.1293 \text{ mg/m}^3$ , 其 TN/TP 值较高, 达到 10.95, 其余季度各点 TN/TP 值在 10 以下(图 8)。相关研究表明, 当 TN/TP 小于 22 时, 系统通过自身固氮作用消纳相对过量的 TP<sup>[20-24]</sup>。结合各季度水体 TN 变化幅度较小的特征, 推测未名湖水体生物固氮作用较弱, 加之无显著外源向水体输入氮素, 较低的 TN 含量是未名湖没有发生明显富营养化的限制因素。

### 3.2 综合营养状态指数

由于未名湖水体较浅, 因此只检测了秋季 1, 2, 4, 5 号位点和夏季 1, 5 号点的透明度。根据这 7 个样品计算综合营养状态指数 TLI, 结果如图 10 所示。

除夏季 1 号点 TLI 为 47.5 外, 其他样点 TLI 均超过 50。夏季 1 号点 TLI 值较低是由 COD 显著低于其他样点造成的, 但该点在 7 个样点中 TN 和 Chla 都是最高的。其余 6 个样点的 TLI 平均值为 56.1, 属于轻度富营养化。

与北京市其他湖泊<sup>[9,13-14,25]</sup>相比, 未名湖的污染程度较轻(表 2)。北京市内主要湖泊中, 团城湖综合营养状态指数最低, 仅为 44.6, 满足其作为饮用水源地的要求; 颐和园的昆明湖、永定河段的莲石湖和晓月湖以及圆明园湖的 TLI 略高于 50; 其他湖泊的 TLI 值均高于未名湖。上述水质较好的 5 个湖泊水体较大, 其水源地——京密引水渠、南水

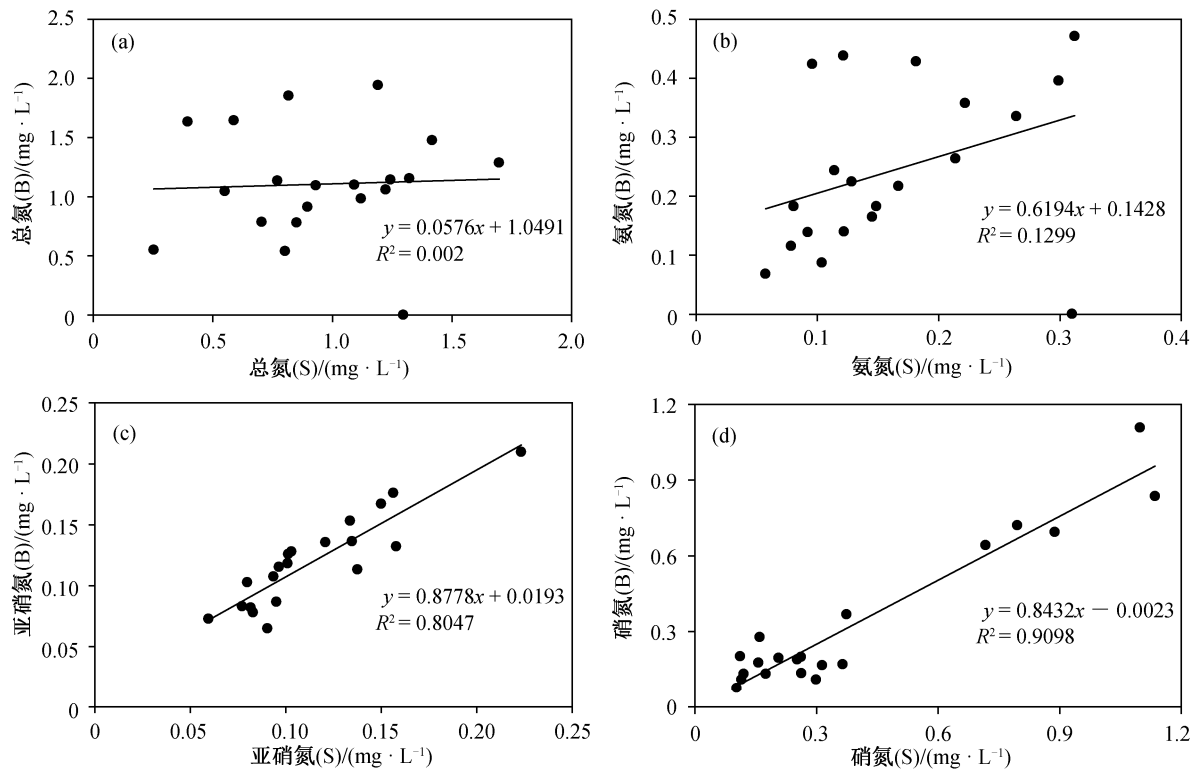


图 7 未名湖表层水和底层水中总氮和 3 种无机氮的相关性

Fig. 7 Correlation between TN and three forms of inorganic nitrogen in the surface water and bottom water of Weiming Lake

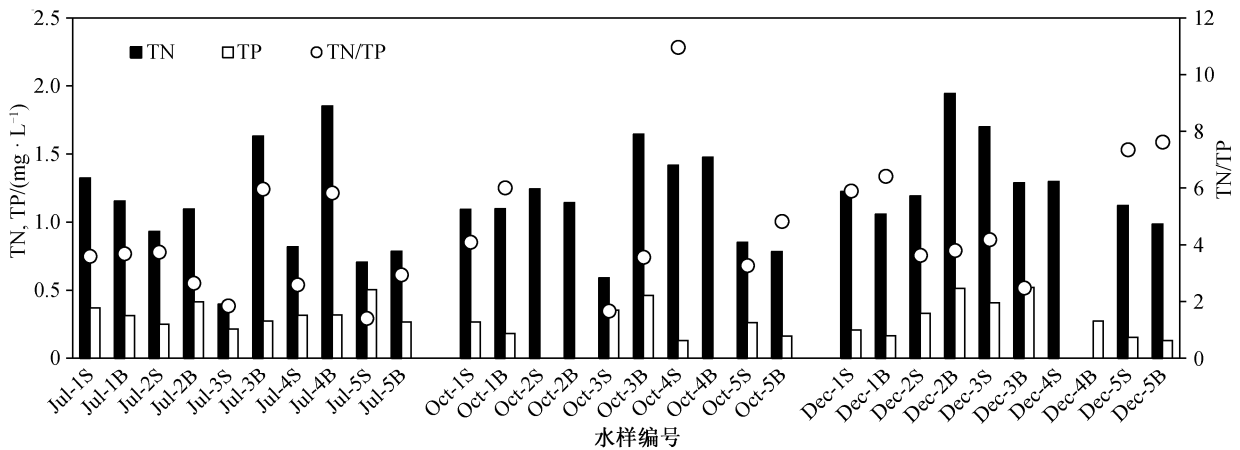


图 8 未名湖水中总氮、总磷和总氮总磷之比的季节性变化

Fig. 8 Seasonal change of three forms of TN, TP and TN/TP of Weiming Lake

北调来水、昆玉河、永定河等水质较好,而未名湖水体较小,使用地下水进行补水。因此,未名湖的管理保护对于其他小型景观湖泊有一定借鉴意义。

#### 4 未名湖底泥微生物群落分析

各季节各样点底泥微生物的 DGGE 结果如图

11 所示,其中春季 1 号样点未检测出条带。一共检测到 27 条显著条带,每一条带可大致认为与群落中一个优势菌相对应,其中第 7, 9, 11, 21 条带在各样品中出现次数最多,可以认为是优势菌种,而第 2, 3, 4, 5, 23 条带在各样品中出现次数较少。与玄武湖、莫愁湖和太湖等自然湖泊<sup>[7]</sup>不同,未名湖不同

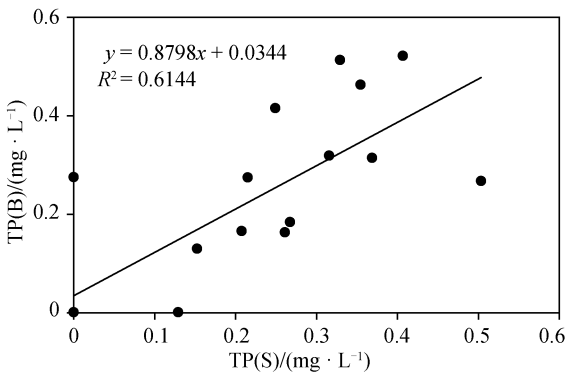


图 9 未名湖水表层水和底层水中总磷的相关性  
Fig. 9 Correlation between TP in the surface water and bottom water of Weiming Lake

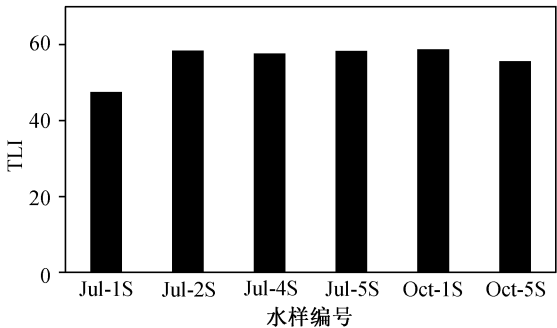


图 10 未名湖夏、秋季部分样点的综合营养状态指数  
Fig. 10 TLI of Weiming Lake in summer and autumn

季节、不同样点间 DGGE 图谱的差异性更为明显, 细菌群落结构变化较大。这可能与未名湖水体小, 受人为管理, 其理化性质容易有剧烈变化有关。

根据 DGGE 结果, 计算的微生物群落指标的图 12 所示。从空间分布看, 夏、秋、冬季的物种丰度、Shannon-Weiner 指数均是 3 号点最高, 与此前针对 3 号点底泥表观性质及水体理化性质的推断相一致。5 号点夏、秋季物种丰度和 Shannon-Weiner 指数较低, 夏季物种均匀度也最低。春季各采样点比其他季节变化大, 物种丰度普遍减小, 由于春季注入新鲜水引起湖水理化特征变化较大, 可能导致微生物群落结构出现较大变化。

从整体上看, 未名湖各季节、各采样点的微生物物种均匀度变化较小, 数值均高于 0.8。当均匀度在 0.5~0.8 之间时, 属于轻度污染或者无污染<sup>[26]</sup>, 因此该指标说明未名湖微生物种群较为健康。但是, 不同采样点之间、相同采样点不同季节之间的微生物群落多样性有较大变化, 大部分采样点在秋

表 2 北京城市湖泊富营养化评价结果<sup>[9,13-14,25]</sup>  
Table 2 Evaluation results of eutrophication on Beijing urban lakes<sup>[9,13-14,25]</sup>

湖泊	年份	综合营养状态指数	营养状态级别
团城湖	2006	44.6	中营养
昆明湖	2006	51.4	轻度富营养
圆明园湖	2006	55.0	轻度富营养
未名湖	2012	56.1	轻度富营养
展览馆后湖	2006	56.7	轻度富营养
西海	2004	64.0	中度富营养
	2006	61.9	中度富营养
后海	2004	63.4	轻度富营养
	2006	59.8	轻度富营养
前海	2004	63.9	中度富营养
	2006	59.6	轻度富营养
北海	2004	62.4	中度富营养
	2006	59.8	轻度富营养
中南海	2004	59.7	轻度富营养
中海	2004	56.6	轻度富营养
	2006	58.6	轻度富营养
南海	2004	57.8	轻度富营养
	2006	58.8	轻度富营养
玉渊潭湖	2006	64.2	中度富营养
八一湖	2006	62.7	中度富营养
紫竹院湖	2006	62.7	中度富营养
	2006	73.5	重度富营养
	2007	68.0	中度富营养
陶然亭湖	2008	63.0	中度富营养
	2009	63.0	中度富营养
	2010	62.0	中度富营养
龙潭湖	2006	78.1	重度富营养
青年湖	2006	67.6	中度富营养
红领巾湖	2006	82.2	重度富营养
柳荫公园湖	2006	65.1	中度富营养
筒子河	2006	58.5	轻度富营养
莲花池	2006	71.0	重度富营养
朝阳公园湖	2006	76.9	重度富营养
园博湖	2014	57	轻度富营养
门城湖	2014	61	重度富营养
莲石湖	2014	52	轻度富营养
晓月湖	2014	53	轻度富营养
宛平湖	2014	63	重度富营养



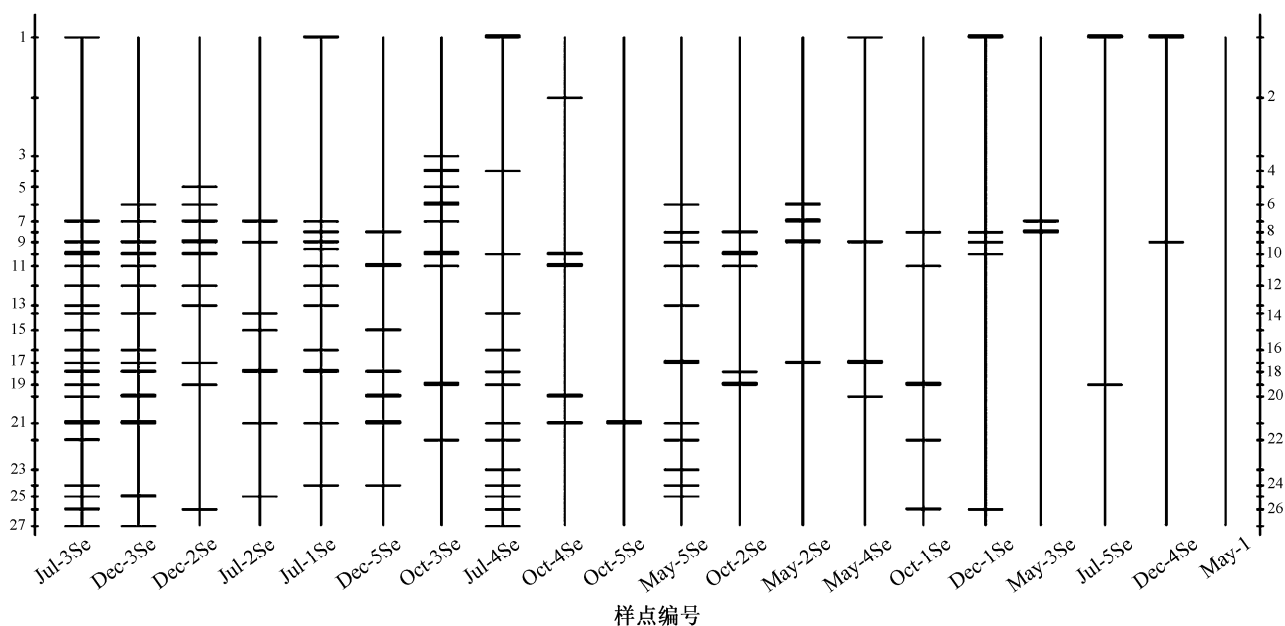


图 11 未名湖底泥 16S rDNA 的 PCR-DGGE 示意图  
Fig. 11 PCR-DGGE analysis of 16S rDNA from the sediments of Weiming Lake

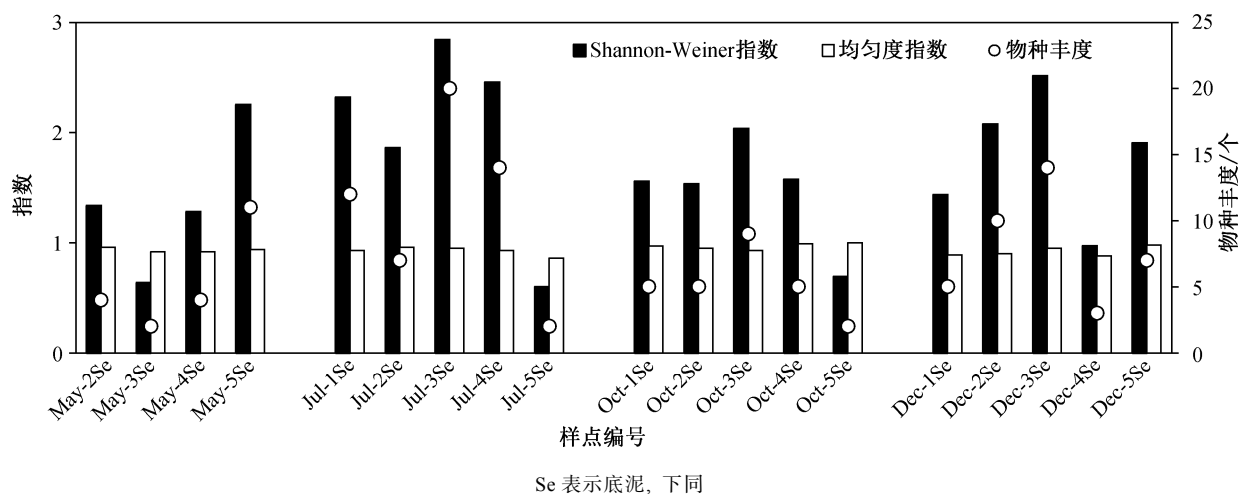


图 12 未名湖底泥 16S rDNA 的 PCR-DGGE 物种多样性分析  
Fig. 12 Species diversity analysis based on the PCR-DGGE of 16S rDNA from the sediments of Weiming Lake

季物种多样性指数最高,而冬季各样点物种多样性间的变化幅度比于其他季节小。Shannon-Weiner 指数在 1~3 之间属于中污染<sup>[26]</sup>,因此除夏季 3 号点、秋季和冬季 5 号点及春季 4 号点外,未名湖其他样点的多样性指标均属于中度污染。

微生物群落分布与地理位置的关系在夏、秋两季较显著,冬季则未显示出类似的关系。微生物群落的空间分布与水体流动性密切相关,冬季水体开

始封冻,流动性弱,因此夏季水体流动性强时不同空间的群落相关性显著,冬季则相反。

在微生物群落与水体理化性质的相关性方面,同样表现为夏、秋季相关性较显著而冬季不显著,并且,冬季各采样点水体的理化性质,尤其是氮元素的含量和形态比较接近。考虑到微生物活动同样会对水体理化性质产生影响,因此推断夏、秋两季微生物的活跃活动会引起水体理化性质更大幅度的

改变。

由于 Shannon-Weiner 指数与均匀度指数存在较大的相关性, 所以只选择 Shannon-Weiner 指数作为因变量, 以水质指标为自变量, 使用逐步回归法考察其相关性。在各变量中, 只有底层水 TN 的  $p$  值小于 0.05 (表 3), 其回归方程为  $y=0.80x+0.71$ , 决定系数为 0.25。这进一步说明, 总氮是限制未名湖物种多样性的主要因素。此外, 如果直接对 Chla 和 Shannon-Weiner 指数进行线性回归, 其  $p$  值显著, 为 0.0426, 回归方程为  $y=0.046x+1.25$ , 决定系数为 0.21。如果以 Shannon-Weiner 指数为因变量, TN 和 Chla 为自变量进行线性回归, 则无法得到显著结果。这意味着 TN 和 Chla 存在相关性, 提示未名湖底层水中的 TN 可能很大一部分源于藻类的固氮作用, 藻类的生物量影响着底泥中微生物的多样性。

## 5 结论

1) 未名湖水质优于多数北京市景观湖泊, 这与每年春季人工补给新水有关, 但 COD, TP 和 DO 等指标在部分采样点仅达到、甚至劣于 V 类水质标准。

表 3 各水质指标对 Shannon-Weiner 指数的显著性  
Table 3 Significance of water quality to Shannon-Weiner index

水质指标	$p$
温度	0.3869
DO	0.3147
COD	0.1628
Chla	0.4629
pH	0.5350
TN(S)	0.9310
TN(B)	0.0240
氨氮(S)	0.4759
氨氮(B)	0.7559
亚硝氮(S)	0.1367
亚硝氮(B)	0.0592
硝氮(S)	0.1209
硝氮(B)	0.9107
TP(S)	0.0988
TP(B)	0.1822

说明: S 表示表层水, B 表示底层水。

2) 未名湖的平均综合营养状态指数(TLI)为 56.1, 属于轻度富营养化。氮为水体富营养化程度的限制因素, 其中总氮含量相对较低, 且四季变化较小; 氨氮和有机氮在夏、秋两季较高, 冬、春两季较低; 硝氮在夏、秋两季较低, 冬、春两季较高。这与水体氮转化相关微生物活性变化和水生生物对无机氮的吸收作用相关。

3) 未名湖底泥微生物群落的均匀度较高, 多样性随季节变化较明显, 春、秋季多样性指数都较高, 夏、秋季多样性指数与地理位置及水体营养盐含量相关, 同时微生物群落也呈现较明显的季节分布差异。未名湖底泥微生物多样性与 TN 正相关, 藻类的固氮作用可能是未名湖内氮素的主要来源, 因此藻类的活动影响着未名湖底泥微生物活动。

## 参考文献

- [1] 张俊逸, 蒋江雷, 刘擎, 等. 珠江广州段微生物与浮游植物群落与水质特征研究. 水生态学杂志, 2011, 32(2): 38–46
- [2] 徐灵峰. 微生物活动对市区景观湖泊的水质和底泥污染释放的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2010
- [3] 江敏, 胡文婷, 凌云, 等. 滴水湖底泥中可培养又是微生物种群初探. 生物学杂志, 2011, 28(4): 57–60
- [4] 黄丽静, 运珞珈, 王琳, 等. 城市公园湖水体中异养菌与主要污染物的相关性研究. 卫生研究, 2005, 34(1): 52–54
- [5] 高程, 黄满荣, 陶爽, 等. 北京城区不同水质水体可培养细菌数量的季节动态变化. 生态学报, 2011, 31(4): 1157–1163
- [6] 温强, 王晓燕. 北京城市湖泊底泥中微生物磷脂的分布特征. 首都师范大学学报(自然科学版), 2012, 33(3): 80–84
- [7] 赵兴青, 杨柳燕, 陈灿, 等. PCR-DGGE 技术湖泊底泥中微生物群落结构多样性研究. 生态学报, 2006, 26(11): 3610–3616
- [8] 郝爱平, 杨力舟, 国会艳. PCR-RFLP 法探讨三个人工湖微生物群落多样性. 生物技术, 17(6): 35–37
- [9] 荆红卫, 华蕾, 孙成华, 等. 北京城市湖泊富营养化评价与分析. 湖泊科学, 2008, 20(3): 357–363
- [10] 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. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 670–671
- [11] 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: 286–302
- [12] 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, 18(5): 47–49
- [13] 王鹤扬. 综合营养状态指数法在陶然亭湖富营养化评价中的应用. 环境科学与管理, 2012, 37(9): 188–194
- [14] 王超, 顾斌杰, 龚秀英, 等. 永定河城市段水体富营养化现状研究. 北京水务, 2014(6): 13–15
- [15] 李中红. 浅谈水质  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$  和  $\text{BOD}_5$  三者之间的关系. 甘肃环境研究与监测, 2003, 16(4): 354
- [16] 何燧源. 环境污染物分析监测. 北京: 化学工业出版社, 2001
- [17] 王鹤扬. 地表水高锰酸盐指数与化学需氧量相关关系研究. 环境科学与管理, 2011, 36(9): 118–121
- [18] Shannon C E, Weaver W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana: University of Illinois Press, 1963
- [19] 国家环境保护总局. 地表水环境质量标准 GB 3838—2002. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- [20] Guildford S J, Hecky R E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship?. Limnology and Oceanography, 2000, 45(6): 1213–1223
- [21] Smith V H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnology and Oceanography, 1982, 27(6): 1101–1112
- [22] Smith V H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science, 1983, 211: 669–671
- [23] Havens K E, James R T, East T L, et al. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental Pollution, 2003, 122(3): 379–390
- [24] 李哲, 郭劲松, 方芳, 等. 三峡水库小江回水区不同 TN/TP 水平下氮素形态分布和循环特点. 湖波科学, 2009, 21(4): 509–517
- [25] 李佩晓. 对城市湖泊富营养化状况的探究——以北京七海为例 // 2014 中国环境科学学会学术年会论文集. 成都, 2014: 1–9
- [26] Pielou E C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. Theoretical Biology, 1966, 10(2): 370–383