

# 淀山湖蓝藻季节动态及其影响因子\*

汪益斌<sup>1</sup> 由文辉<sup>2\*\*</sup> 胡雪芹<sup>1</sup> 徐春燕<sup>1</sup> 童 琰<sup>1</sup>

(<sup>1</sup> 华东师范大学资源与环境科学学院, 上海 200062; <sup>2</sup> 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** 为了掌握淀山湖蓝藻门浮游植物群落及其与环境因子的关系,于2009年5月—2010年4月在全湖选取9个点位对浮游植物群落进行了调查,应用CANOCO 4.5软件对获得的蓝藻门种类和环境因子数据进行典范对应分析(CCA),并绘制了物种与环境因子关系的二维排序图。结果表明:调查期间共出现蓝藻门15属46种,微囊藻属占69.9%,其次颤藻属占20.5%;蓝藻数量分布具有明显的季节性,密度变化范围为 $9.0 \times 10^4 \sim 7.6 \times 10^6$  cells · L<sup>-1</sup>,蓝藻细胞密度与叶绿素a、总氮、营养状态指数TSI<sub>M</sub>(chl-a)和TSI<sub>M</sub>(TN)相关性较好,表明总氮浓度对蓝藻细胞密度影响较大,而密度和相对丰度影响着湖泊中的叶绿素含量和透明度等;CCA分析表明,春季水体受水温、生物需氧量、总磷影响较大,夏季水体受总磷、BOD<sub>5</sub>、透明度影响较大,秋季环境因子影响类型较为集中但不显著,冬季各环境因子影响较夏、秋两季明显,水体与铵态氮、透明度(SD)均呈正相关;分析了蓝藻中作为全湖优势种类的铜绿微囊藻和弱细颤藻与环境因子之间的关系,前者与水温、总氮呈显著正相关,与pH值呈现负相关;后者四季均有出现,数量变化受水温影响最大,在夏季与较低的pH值有关;环境因子改变与蓝藻季节演替内在联系表现为蓝藻群落在春冬2季受水温影响最大,夏季受TP、TN影响显著,秋季则与水体的透明度相关性最大。本实验对于理解淀山湖蓝藻优势种季节演替特征及其开展监测治理具有指导意义。

**关键词** 蓝藻密度; 相对丰度; 理化因子; 四季变化; 典范对应分析

中图分类号 X524 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2010)12-2477-09

**Seasonal dynamics of Cyanophyta and related affecting factors in Dianshan Lake.** WANG Yi-pin<sup>1</sup>, YOU Wen-hui<sup>2</sup>, HU Xue-qin<sup>1</sup>, XU Chun-yan<sup>1</sup>, TONG Yan<sup>1</sup> (<sup>1</sup> School of Resources and Environmental Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China; <sup>2</sup> Shanghai Key Laboratory of Urbanization and Ecological Restoration, Shanghai 200062, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(12):2477-2485.

**Abstract:** In order to understand the Cyanophyta community and its relations with environmental factors in Dianshan Lake, a survey was conducted at nine sampling sites from May 2009 to April 2010. Canonical correspondence analysis (CCA) was made to explore the relationships between recorded Cyanophyta species and environmental factors by CANOCO 4.5, and ordination diagrams were drawn with the results of CCA. During the study period, a total of 15 genera and 46 species of Cyanophyta were recorded, among which, *Microcystis* spp. made up of 69.9%, followed by *Oscillatoria* spp., accounting for 20.55%. The Cyanophyta had a distinct seasonal abundance, ranging from  $9.0 \times 10^4$  to  $7.6 \times 10^6$  cells · L<sup>-1</sup>. The cell density of cyanobacteria had a strong relevance to water chlorophyll a, total N (TN), and trophic state indices TSI<sub>M</sub>(chl-a) and TSI<sub>M</sub>(TN), indicating that the water TN content in the lake greatly affected the algal cell density, and in return, the algal cell density and relative abundance affected the water chlorophyll content and transparency. CCA analysis showed that in spring, the water body was more greatly affected by water temperature, biological oxygen demand, and TP, while in summer, TP, biological oxygen demand, and transparency were the most important environmental factors affecting the water body. However, none of the factors played the most important role in affecting Cya-

\* 上海市科委资助项目(08DZ1203102、08DZ1203002、08DZ1203101)。

\*\* 通讯作者 E-mail: youwenhui1964@126.com

收稿日期: 2010-06-30 接受日期: 2010-09-26

nophyta community in autumn. In winter, the Cyanophyta species positively correlated with water  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN. *M. aeruginosa* and *O. tenuis* were regarded as the dominant species of the whole lake algae species. *M. aeruginosa* was significantly positively correlated with water temperature and TN and negatively correlated with water pH, while *O. tenuis* appeared in four seasons and was significantly affected by water temperature and pH. The relationships between algae dynamics and environmental factors were as follows: in spring and winter, cyanobacterial communities were most affected by water temperature; in summer, they were significantly affected by water TP and TN; while in autumn, water transparency was the most relevant factor. This study showed a highlight to understand the seasonal dynamics of cyanobacteria, and could help manage the environment of lake ecosystems.

**Key words:** cyanobacterial cell density; relative abundance; physicochemical factors; seasonal variation; canonical correspondence analysis.

淀山湖隶属长江中下游地区五大淡水湖中的太湖水系,是典型的浅水湖泊(秦伯强,2002),自1985年9月淀山湖蓝藻首次大面积暴发以来每年均有不同程度的“水华”现象出现,以富营养化为特征的水污染状况有加刷的趋势(阮仁良和王云,1993)。蓝藻群落种类的组成和数量结构变化具有一定的规律(Fathiet *et al.*, 2001)。

孔繁翔和高光(2005)认为影响蓝藻水华形成的环境因素包括物理因素(水温、光照、营养盐、气候等)、化学因素(氮、磷浓度等)、生物因素(蓝藻本身的生理生态特征在形成优势种群中的作用)等环境因子影响。Chapman等(1998)和Cetinić等(2006)研究表明,营养盐和水温是影响浮游植物生长的关键因子,但其他物理和化学以及生物因子也能够通过一定方式和过程影响水温和营养盐在水体中的分布。

不同的多元统计方法,如聚类分析(CA)、主成分分析(PCA)、典范变量分析(CVA)和典范对应分析(CCA)等被广泛应用于浮游植物群落分析(Tafas & Economou-Amilli, 1997; 张锦平和夏静, 2006)。典范对应分析作为一种非线性多元直接梯度分析方法,CCA被广泛应用于浮游植物群落与环境因子间复杂关系的研究(Habib *et al.*, 1997; 李秋华和韩博平, 2007; 沈会涛和刘存歧, 2008)。本文于2009—2010年对上海淀山湖蓝藻群落和环境参数调查以及测定的基础上,运用典范对应分析来探讨蓝藻分布与环境因子之间的关系,从而为淀山湖蓝藻水华预警监测和治理工作提供参考。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 淀山湖概况和采样点设置

淀山湖地处江、浙、沪两省一市交界处,地理位

置为 $31^{\circ}04'N-31^{\circ}12'N, 120^{\circ}53'E-121^{\circ}01'E$ ,分属江苏昆山市和上海青浦区管辖。淀山湖是太湖平原地区的一个吞吐性浅水湖泊,水域面积 $62\text{ km}^2$ ,平均水深约 $2.1\text{ m}$ ,最大水深 $3.6\text{ m}$ ,主要承泄太湖来水。太湖水由西北向东南经急水港、大朱厓等河港进入湖体,然后经淀峰、淀浦河等河流泄入黄浦江,停留时间约 $29\text{ d}$ (由文辉,1995)。该湖属于潮汐感应湖泊,水位和水量除受上游来水影响外,也与黄浦江潮位的变化有关,同时具备交通运输、农田灌排、水产养殖、调蓄洪涝等功能。湖流域面积 $445.9\text{ km}^2$ ,属亚热带季风气候,四季分明;气候温和,年均气温 $15.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;雨量充沛,年均降水量 $1037.7\text{ mm}$ ;全年无霜期达 $235\text{ d}$ (宋永昌,1992)。

结合上海市1997—2007年各月平均气温资料(国家统计局,1997—2007)以及中国通常采用的“候温四季划分法”,上海12月—翌年2月为冬季,3—5月为春季,6—9月为夏季,10—11月为秋季,本文即采用上述四季划分法,每季度各项指标取所含月份平均值。本实验共设置9个样点(图1、表1),于2009年5月—2010年4月每月对淀山湖进行水样采集。

### 1.2 样品采集和处理

水样采集、浮游植物物种鉴定和计数等参考有关书籍(金相灿和屠清瑛,1990;黎尚豪和毕列爵,1998;周凤霞和陈剑虹,2005)。测定的环境因子包括pH值、溶解氧(DO)、生物需氧量( $\text{BOD}_5$ )、水温(T)、透明度(SD)、总有机碳(TOC)、总磷(TP)、铵氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )以及总氮(TN)等9项水体物化指标。各理化因子的取样测定与藻类的采集同步进行。

### 1.3 数据分析

生物多样性指数根据Shannon多样性指数(H)(Shannon,1949),修正的卡森营养状态指数( $\text{TSI}_M$ )

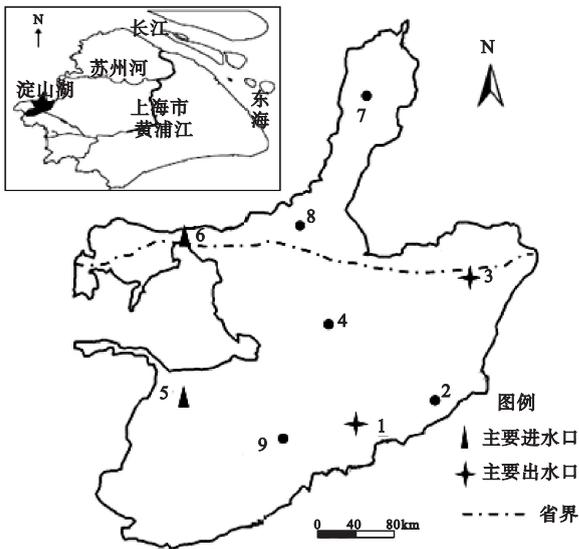


图1 淀山湖蓝藻调查点位示意图

Fig.1 Cyanophyta sampling sites of the Lake Dianshan

1. 淀峰;2. 西闸;3. 湖心东区;4. 湖中心;5. 急水港;6. 大朱砂;7. 千墩浦;8. 湖心北区;9. 湖心南区。

法参考金相灿和屠清瑛(1990),数据统计分析采用SPSS Pasw Statistics 18软件进行Pearson相关性分析。

采用Canoco for Windows 4.5软件对物种数据和环境数据进行CCA分析。物种数据要经过筛选,本文用于排序的物种要求满足下面3个条件:该物种在各样点出现的频度 $\geq 12.5\%$ ,该物种在至少1个样点的相对丰度 $\geq 1\%$ (Muylaert *et al.*, 2000; Lopes *et al.*, 2005);该物种至少在一个季度出现。物种矩阵经过 $\lg(x+1)$ 转换,环境数据除pH值以外都进行 $\lg(x+1)$ 转换(Flores *et al.*, 1998)。

利用Canoco for Windows软件包中的Wcanolmp将其分别生成名为special.dta和environment.dta的文件。应用Canoco for Windows 4.5进行运算,将生成的数据文件special-environment.cdw在Canodraw for Windows中作图,排序结果用物种-环境因子关系的双序图表示(魏玉莲等,2002)。

表1 淀山湖水体四季理化指标

Tab.1 Physico-chemical parameters in four seasons of Dianshan Lake

季节	pH值	DO ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	T ( $^{\circ}\text{C}$ )	SD (m)	BOD <sub>5</sub> ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TOC ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TP ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TN ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
春季	7.35	7.05	22.47	0.39	5.82	9.09	0.2	0.96	3.38
夏季	7.27	7.02	27.68	0.42	5.93	7.09	0.22	0.66	2.66
秋季	7.47	8.16	17.49	0.46	6.28	7.81	0.18	1.15	3.74
冬季	7.42	13.37	6.50	0.51	6.27	8.83	0.23	1.45	5.98

## 2 结果与分析

### 2.1 环境因子季节动态

淀山湖各营养理化指标呈现不同变化规律(表1)。pH值为7.27~7.47,全年呈弱碱性。水温变化幅度为6.5 $^{\circ}\text{C}$ ~27.7 $^{\circ}\text{C}$ ,四季分明。溶解氧冬季最高,为13.37 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,夏季最低,仅7.02 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。透明度即透光的程度,受到光照和水体中悬浮物等因素影响,淀山湖平均透明度为44.4 cm,冬季最高,50.8 cm,春季最低,38.8 cm。生物需氧量秋冬季略高,春夏较低,平均6.08 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。总氮和铵态氮浓度均以冬季最高,分别为3.94和1.05 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,夏季最低,则为2.66和0.66 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。总磷差别较小,变化幅度不超过0.05 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

### 2.2 蓝藻种类组成与数量分布

**2.2.1 蓝藻种类组成以及优势种变化** 调查期间,共鉴定总浮游植物8门106属406种(包括变种与变形),其中蓝藻门15属46种。微囊藻属占蓝藻种类的69.89%,其次是颤藻属占20.55%,胶球藻属和色球藻属分别为2.86%和2.70%,蓝纤维藻属1.90%,平裂藻属1.37%,其余种类所占比例不到1%,出现频次低、密度小,属偶见种。

淀山湖蓝藻数量和优势种类具有明显的季节性。2009年5月以颤藻属的弱细颤藻(*Oscillatoria tenuis*)为主要优势种,出现频率为100%,占当月所有蓝藻总数的91.2%。8月和9月暴发大面积蓝藻水华,其主要成分为铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*),其次有少量的水华微囊藻(*M. flos-aquae*),微囊藻属细胞占到所有蓝藻总量的96.1%,成为夏季全湖的主要优势种类。除此以外,在蓝藻门中,春季3、4月以针状蓝纤维藻(*Dactylococcopsis acicularis*)为第一优势种,池生胶球藻(*Gloeocapsa limnetica*)为亚优势种,夏季6、7月以池生胶球藻(*G. limnetica*)为优势种,秋季以小形色球藻(*Chroococcus*

*minor*) 和细小平裂藻 (*Merismopedia tenuissima*) 为优、亚优势种, 冬季则以针状蓝纤维藻 (*Dactylocopsis acicularis*) 和池生林氏藻 (*Lyngbya limnetica*) 为优、亚优势种, 但所占比例均在 5% 以下, 不足以成为全湖优势藻种。

**2.2.2 蓝藻细胞密度与相对丰度** 相对优势度 (relative importance value), 是 Curtis 等 (1951) 提出的, 强调种间相对优劣关系的优势度, 是以密度、频率、覆盖度各个相对值之和来表示。鉴于浮游植物形态和个体特殊性, 可用某种藻类占群落总密度表示, 意义在于描述不同季节的优势种重要性的变化, 通常也叫做相对丰度 (韩博平等, 2003)。2009 年 5 月—2010 年 4 月调查期间, 淀山湖蓝藻数量变化呈现典型的双峰型曲线, 密度变化和相对丰度变化趋势基本一致 (图 2)。蓝藻密度变化范围为  $9.0 \times 10^4 \sim 7.6 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ , 相对丰度变化 1.87% ~ 70.44%。

2009 年 5 月弱细颤藻较大规模出现, 平均密度达  $3.47 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ , 蓝藻数量占当月所有浮游植物的 30.9%。7 月淀山湖有 2 样点出现微囊藻属种类。由于微囊藻基本形成群体胶鞘 (孔繁翔和高光, 2005), 通常以团体形式存在, 就单细胞数量而言, 具有相对优势, 该月蓝藻细胞密度和相对丰度在继 6 月基本达到全年最低水平后出现转折, 呈现明显上升趋势; 8 月全湖 90% 的样点以铜绿微囊藻为单一优势种, 除 9 号样点外, 这可能跟夏季主要盛行东南风偏南风有关 (程曦和李小平, 2008), 平均蓝藻细胞密度为  $5.75 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ 。9 月蓝藻数量继续上升, 密度略微增加, 达到全年最高值  $5.83 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ , 且各样点均以铜绿微囊藻为优势种, 2 月蓝藻相对丰度分别为 49.9% 和 70.4%。10 月蓝藻数量开始下降, 持续维持较低水平至翌年 4 月,

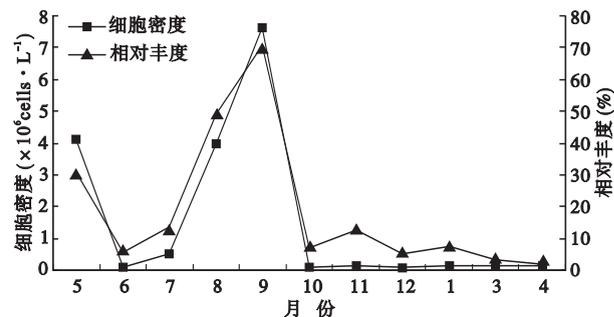


图 2 淀山湖蓝藻细胞密度以及相对丰度月变化  
Fig. 2 Monthly variation of cyanobacterial cell density and relative abundance in Dianshan Lake

表 3 蓝藻细胞密度及相对丰度与营养状态指数、多样性指数的相关性

Tab. 3 Correlation coefficients between cell density and relative abundance of cyanophyta and trophic statue index and phytoplankton diversity

参数	细胞密度	相对丰度
chl-a	0.392 **	0.116
TN	-0.230 *	-0.335 **
TP	-0.113	-0.041
SD	-0.104	-0.195
H	-0.686 **	-0.699 **
TSI <sub>M</sub> (chl-a)	0.307 **	0.112
TSI <sub>M</sub> (TN)	-0.223 *	-0.373 **
TSI <sub>M</sub> (TP)	-0.129	-0.032
TSI <sub>M</sub> (SD)	0.107	0.200

\*\*  $P < 0.01$ ; \*  $P < 0.05$ . TSI<sub>M</sub>(TN) 表示基于总氮的修正的卡森营养状态指数, 其余同。

密度均保持在  $1.6 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$  以下。蓝藻细胞数量于 12 月达到全年最少, 期间由于总浮游植物数量的波动, 蓝藻相对丰度出现细微的起伏, 并以 3 月、4 月达到最低, 分别为 3.08% 和 1.87%。

蓝藻细胞密度和相对丰度与除叶绿素之外的水质指标 (TP、SD、TN) 负相关, 与营养状态指数中的 TSI<sub>M</sub>(TN) 和 TSI<sub>M</sub>(TP) 呈负相关, 而与 TSI<sub>M</sub>(chl-a) 以及 TSI<sub>M</sub>(SD) 正相关。蓝藻细胞密度与他们的相关性要比相对丰度强 (表 3)。其中与叶绿素 a、TN、TSI<sub>M</sub>(chl-a) 和 TSI<sub>M</sub>(TN) 相关性较好, 与剩下指标和营养状态指数的相关性较差。表明淀山湖的营养盐中总氮浓度对蓝藻细胞密度影响较大, 而蓝藻细胞的密度和相对丰度影响着湖泊的水质, 包括叶绿素含量和透明度等, 但相关性不显著, 可能原因是目前淀山湖蓝藻数量较大规模出现具有时限性, 仅在春季的个别月份 (2009 年 5 月) 以及夏季大规模暴发。蓝藻密度和相对丰度越高, 叶绿素含量越高, 透明度越低。

蓝藻细胞密度和相对丰度与浮游植物种类多样性指数之间也有一定的相关关系, 与 Shannon 多样性指数 (H) 呈显著负相关 ( $P < 0.01$ ), 表明高的蓝藻细胞密度和相对丰度导致了浮游植物群落种类多样性的下降。

### 2.3 蓝藻群落与环境因子关系的 CCA 分析

典范对应分析是提供分析浮游植物群落组成与环境因子之间对应关系的工具 (李秋华和韩博平, 2007)。在由主轴 1 和主轴 2 构成的排序图中, 环境因子用带有箭头的线段表示, 向量长短代表了其在主轴中的作用, 箭头所处象限表示环境因子与排序

表 4 CCA 分析中浮游植物种类代码

Tab. 4 Codes of phytoplankton species for CCA

编号	蓝藻种类	拉丁名	编号	蓝藻种类	拉丁名
s1	弱细颤藻	<i>Oscillatoria tenuis</i>	s9	铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>
s2	池生胶球藻	<i>Gloeocapsa limnetica</i>	s10	法式胶鞘藻	<i>Phormidium valderiae</i>
s3	珊瑚颤藻	<i>Oscillatoria corallinae</i>	s11	与舍蓝纤维藻	<i>Dactylocoopsis mucicola</i>
s4	细小平裂藻	<i>Merismopedia tenuissima</i>	s12	不整齐蓝纤维藻	<i>Dactylocoopsis irregularis</i>
s5	针状蓝纤维藻	<i>Dactylocoopsis acicularis</i>	s13	中华尖头藻	<i>Raphidiopsis sinensis</i>
s6	小形色球藻	<i>Chroococcus minor</i>	s14	池生林氏藻	<i>Lyngbya limnetica</i>
s7	简单颤藻	<i>Oscillatoria simplicissima</i>	s15	细胶鞘藻	<i>Phormidium tenue</i>
s8	微小平裂藻	<i>Merismopedia minima</i>	s16	不定腔球藻	<i>Coelosphaerium dubium</i>

轴之间相关性的正负 (Habib *et al.*, 1997)。分析时,可以做出某一类(或样点)与环境因子连线的垂直线,垂直线与环境因子连线相交点离箭头越近,表示该种(或该样点)与该类生境因子的正相关性越大,处于另一端的则表示与该类环境因子具有的负相关性越大(张元明等,2004)。对浮游植物的优势种在主轴上排序,则可反映这些浮游植物与环境因子之间的对应关系。本文根据蓝藻种类出现频度和相对密度,选取了 16 种蓝藻用于 CCA 分析,其代码见表 4。

图 3 反映了蓝藻门浮游植物与环境因子间的关系,从排序图上明显反映出 16 种藻类对环境条件的不同特点。对于环境因子来讲,第一、第二排序轴间的相关系数都为 0,说明排序结果是可信的(Ter Braak, 1986; 郝占庆等,2003)。

**2.3.1 CCA 排序** 表 5 列出了淀山湖蓝藻群落 CCA 分析的统计信息,从表 5 可以看出,各季节轴 1 的特征值大于其他轴 2 的特征值,轴 2 贡献的百分数、方差累计贡献百分数、特征值累计百分数的值都比轴 1 的要高。在浮游植物种类与环境因子之间的相关系数中,可以看到各点与轴 1 和轴 2 的相关性都较高,均在 0.95 以上,夏季蓝藻种类与环境因子的相关性达到了 1.000。

**2.3.2 环境因子对蓝藻群落总体分布的影响** CCA 分析图显示,根据筛选要求,四季蓝藻种类受环境影响不尽相同。从箭头的连线长度可以看出,

选取的 9 个环境因子对浮游植物的种类都有一定程度的影响。春季水体受 T、BOD<sub>5</sub>、TP 影响较大,排序轴 1 与 T 呈正相关(0.696),与 BOD<sub>5</sub> 呈负相关(-0.515),轴 2 与 TN 呈正相关(0.160),与 TP 呈负相关(-0.506);夏季水体受 TP、BOD<sub>5</sub>、SD 影响较大,轴 1 与 TP 呈正相关(0.621),与 SD 呈负相关(-0.536),轴 2 与 TOC 正相关(0.124),不显著,与 BOD<sub>5</sub> 呈负相关(-0.307);秋季环境因子与轴 1 相关性较大,影响类型较为集中,其中呈正相关的为 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N(0.281)、SD(0.264)、总氮(0.254),与 TOC 成负相关(-0.702);冬季各环境因子影响较夏秋季 2 季明显,其中轴 1 受 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、T、DO 影响较大,与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 成正相关(0.831),与 DO 呈负相关(-0.572),轴 2 与 SD 呈正相关(0.693),与 TN 呈负相关(-0.273)。

## 2.4 蓝藻季节演替与环境因子的关系

水体污染造成的富营养化是蓝藻生长发育和暴发的基础,而气温、降雨量、气压、日照时数等气象条件也是蓝藻暴发的必要条件。只有上述条件同时具备,才有可能出现大规模的蓝藻暴发。蓝藻的季节演替与环境因子均随着季节的更替而呈现出一定的规律,根据目前对淀山湖跟踪调查所测定的有限实验数据,选择部分环境因子如 TP、TN、SD、T,分析探讨蓝藻季节演替与这些因子的相关关系(图 4、表 7)。

表 5 淀山湖蓝藻群落 CCA 分析的统计信息

Tab. 5 Summary statistics for the first two axes of CCA performed on Cyanophyta at Dianshan Lake

	Axis 1				Axis 2			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
特征值	0.295	0.143	0.17	0.31	0.075	0.093	0.068	0.081
百分数	0.995	1.000	0.956	0.952	0.987	0.998	0.953	0.946
特征值累计百分数	18.85	22.38	18.66	18.53	28.31	31.65	27.32	25.32
方差累计贡献百分数	55.2	68.2	43.9	48.4	64.1	70.3	47.1	55.3

表 6 前 2 个排序轴与 9 个环境变量间的相关系数

Tab. 6 Correlation coefficients of nine environmental factors with the first two axes of CCA

环境变量	Axis 1				Axis 2			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
pH	-0.387	0.120	0.127	-0.220	-0.444	-0.073	-0.266	0.513
DO	0.137	0.190	-0.439	-0.572	-0.125	0.044	-0.019	-0.021
T	0.696	-0.179	0.164	0.636	0.163	0.074	-0.325	0.090
SD	-0.056	-0.536	0.264	0.009	-0.196	0.024	-0.027	0.693
BOD <sub>5</sub>	-0.515	0.208	-0.020	-0.446	-0.067	-0.307	-0.057	-0.027
TOC	0.416	-0.002	-0.702	-0.489	-0.459	0.124	-0.266	-0.031
TP	-0.012	0.621	-0.459	0.456	-0.506	-0.363	-0.045	-0.102
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.224	0.074	0.281	0.831	-0.176	-0.209	-0.230	-0.044
TN	0.242	-0.113	0.254	0.761	0.160	-0.213	-0.243	-0.273

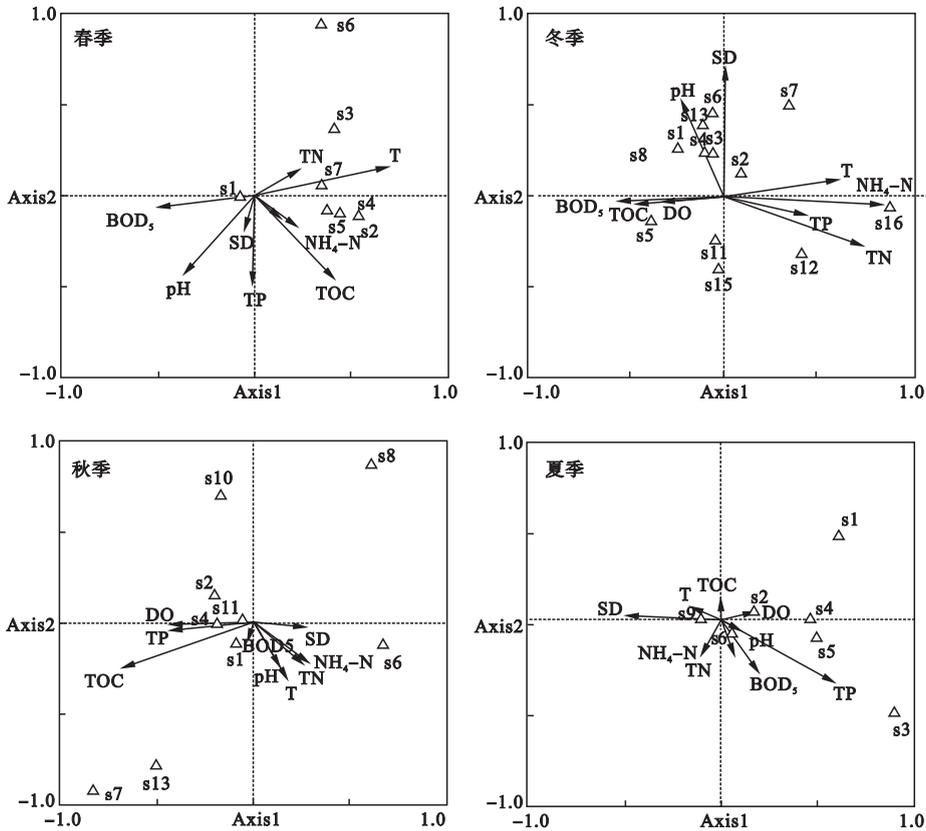


图 3 淀山湖四季蓝藻种类与环境因子间的 CCA 排序图

Fig. 3 CCA biplot of Cyanophyta species and environmental variables in Dianshan Lake in four seasons

s1 ~ s16 同表 4。

结果表明:秋季水温、夏季透明度和总氮浓度与水中总体浮游植物密度相关性较显著,且均为正相关,其余季节相关性不显著。蓝藻丰度在夏季主要受总氮和水温影响,与总氮呈极显著正相关(0.658),而与水温呈显著负相关(-0.338),秋季也与总氮呈显著正相关,春冬 2 季与各项指标相关性不明显。

不同季节蓝藻群落发生演替时,主要环境因子对整个浮游植物群落以及蓝藻群落影响不尽相同,

其与蓝藻季节演替内在联系表现为:春冬 2 季蓝藻细胞密度与温度的相关性最为显著,且均为显著负相关( $P < 0.05$ ),分别为-0.724 和-0.674,这可能是春冬季节相对较低的温度使蓝藻数量增加的限制因子;夏季主要受总磷和总氮的影响,与前者呈负相关(-0.348),与后者呈正相关(0.348),说明淀山湖总氮量对蓝藻群落的生长是充足的,而此时磷是主要限制因子,符合 Sivonen (1990) 研究结果,即在一定范围内,氮磷含量与蓝藻的生长呈一定的相关关系,

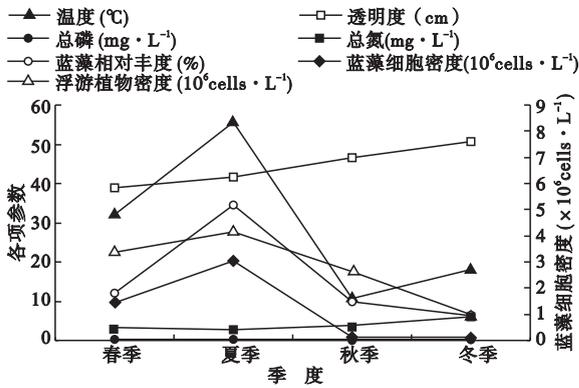


图4 各季蓝藻演替与环境因子的变化

Fig. 4 Analysis on Cyanobacteria succession and changes in environmental factors

表7 各季蓝藻群落与环境变量间的相关系数

Tab. 7 Correlation coefficients of environmental factors with Cyanobacteria community in seasons

	季节	浮游植物密度	蓝藻细胞密度	蓝藻相对丰度
温度	春季	-0.644	-0.724 *	-0.664
	夏季	-0.175	-0.220	-0.338 *
	秋季	0.501 *	-0.133	-0.354
	冬季	0.164	-0.674 **	0.331
透明度	春季	-0.202	-0.209	0.074
	夏季	0.383 *	0.327	0.161
	秋季	-0.248	-0.471 **	-0.278
	冬季	-0.075	0.220	0.155
总磷	春季	0.223	0.144	0.265
	夏季	-0.318	-0.348 *	-0.292
	秋季	-0.036	-0.105	-0.019
	冬季	-0.132	0.268	0.342
总氮	春季	-0.238	-0.251	-0.330
	夏季	0.413 *	0.384 *	0.658 **
	秋季	-0.352	0.410	0.470 *
	冬季	-0.110	0.330	0.129

\* \*  $P < 0.01$ ; \*  $P < 0.05$ .

而蓝藻生长对磷的需求要比氮小得多,因此磷常常是水体蓝藻暴发的关键因素;秋季蓝藻数量主要受水体透明度的限制,与SD呈现显著负相关(-0.471)。

### 3 讨论

#### 3.1 蓝藻丰度和环境因子的CCA分析

符合CCA作图的蓝藻在四季中出现频率和数量有所区别,不同蓝藻藻种在不同时期对环境因子的响应也不同。Moss (1988) 认为浮游植物多样性与水质密切相关,藻类受水质产生的直接或间接作用,做出响应继而改变群落内部结构。淀山湖春夏2季蓝藻种类较少,均为7种,其中s1~s6为2季共

同藻种,s7和s9则分别出现在春季和夏季。究其原因可能是春夏时段特有的环境作用下,前者颤藻属的弱细颤藻、后者微囊藻属的铜绿微囊藻较大规模出现,从而导致淀山湖总体浮游植物以及蓝藻门群落多样性的下降。秋季蓝藻种类数上升为9种,冬季种类数为全年最多,达到12种,此时蓝藻门种类密度小、丰度低,种间竞争压力减小,多样性上升。该结果与程曦和李小平(2008)研究一致,淀山湖1999年之后藻类群落迅速向以绿藻、蓝藻为主的群落结构演替,夏秋季则以蓝藻为主。

#### 3.2 蓝藻优势种类受环境因子的影响

生物和其生存环境间有着不可分割的密切关系,水体富营养化使水中生物的种类、数量以及整个群落结构发生变化,是评价水体富营养化状态的重要评价依据。淀山湖仅弱细颤藻和铜绿微囊藻在春夏2季成全湖优势种,蓝藻种类以及优势种更替具有明显的季节特征,主要受物理因素、化学因素和生物因素等环境因子影响(孔繁翔和高光,2005),而温度是其季节变化的主要物理因子,这与前人研究结果一致(Holm & Armsrong, 1981; 赵孟绪等, 2005)。排序图中各季节温度与排序轴均出现明显的相关关系。所有排序蓝藻种类中贯穿全年的有s1、s2、s6,出现在春、夏、秋3季的藻种为s4,而春、夏、冬3季共同藻类为s3、s5、s7、s9仅为夏季特有,剩下藻种基本为秋冬2季中单季节出现种类。

有关实验表明微囊藻的最佳生长温度高于其他藻类(Chen & Gao, 1998)。在富营养基质水体中,微囊藻的适宜pH值范围为8.0~9.5,25℃~30℃是水华发生的最适温度,此时微囊藻增殖速率与水温大约呈指数增长关系(刘玉生等,1995),当TN:TP<29时,可以形成水华的蓝藻会占优势(Smith, 1983)。淀山湖夏季平均水温27.7℃,水体呈弱碱性,TN:TP=12,CCA排序效果中s9与水温、总氮呈显著正相关,与pH值呈现负相关,与总磷不相关,说明夏季高温水体适宜铜绿微囊藻对特定环境的需求,而偏低的pH值则是微囊藻生长的一个限制因子,高浓度的氮促进蓝藻数量的增加,目前磷元素的量对微囊藻来说是充足的。

颤藻生长不受季节变化的影响,一年四季都可以见到(王秀珍和杨震玲,1987)。淀山湖藻类镜检结果与此相符,弱细颤藻是3种全年均有出现的蓝藻种类之一。Sivonen(1990)研究表明,颤藻目藻体的最适生长温度为25℃以上。淀山湖春季平均水

温在 22 ℃, 冬季为 14 ℃, 图 3 s1 与水温呈负相关, 说明较低的水体温度是弱细颤藻生长的一个限制因子, 但前者较接近最适宜生长温度, 因此春季颤藻在淀山湖较大规模出现。夏季温度达到 25℃ 以上, 并且 s1 与 T 不相关, 说明温度适宜, 不明显促进或者抑制弱细颤藻的生长。而此时数量反较春季明显下降, 不再成为蓝藻门中的优势种, 推测其原因可能是由于此时铜绿微囊藻更适合夏季高温, 大量生长时分泌化感物质以及微囊藻毒素对其他物种生长产生抑制作用(孔繁翔和高光, 2005), 因此对弱细颤藻产生强大的种间竞争压力, 增殖受限制。除夏季外 s1 与 pH 值均呈正相关, 说明夏季 pH 值最低可能是限制其生长的另一个原因。

### 3.3 影响蓝藻群落的主要环境因子

本研究基于生物和环境之间的相互关系。CCA 排序反映了浮游植物群落与具体环境因子之间的对应关系, 同时也反映出不同物种的生态分化现象。环境因子在排序轴上的分布随季节变化而变化。本文对淀山湖蓝藻群落与环境因子进行了典范对应分析, 结果表明, pH 值、总磷浓度、总氮浓度和水温是影响这一区域各季节物种分布格局的重要因素。但不同湖泊具有不同的主要影响因子, Arhonditsis 等(2004)研究了华盛顿湖, 表明, 透明度、总磷和捕食压力对浮游植物的影响最大; Lau 等(2006)研究表明, 浮游植物受营养盐(氮、磷和硅)及捕食(浮游动物和水蚤)作用的影响。栾青衫等(2007)用典范对应分析研究了长江口夏季浮游植物群落与环境因子的关系, 结果表明, 透明度、硝酸盐和硅酸盐依次为影响这一海区浮游植物分布的主要环境因子。李秋华和韩博平(2007)用典范对应分析研究了调水水库的浮游植物群落与季节、环境因子的关系, 发现影响其浮游植物群落动态变化的主要环境因子是水温、降雨量。

以往对淀山湖的研究大部分集中于其水质变化趋势、原因(程曦和李小平, 2008)以及藻类数量(王红兵等, 1995)、多样性指数、叶绿素含量(郑晓红, 1999)等单独方面的分析, 尚缺乏浮游植物尤其是蓝藻种类与环境因子之间的关系研究。利用指示种浮游植物作为判断富营养化程度的一个标准, 是通过大量野外调查总结出的经验性结果。大多数 CCA 的研究针对水体总浮游植物群落(李秋华和韩博平, 2007; 沈会涛和刘存歧, 2008; 薄芳芳等, 2009), 而本文单独将蓝藻群落作为研究对象, 是在

前者基础上进行的具体深入和新的尝试。同时采用 SPSS 软件分析群落与环境因子之间的 Pearson 相关性, 既宏观地分析了蓝藻群落的季节演替影响因子, 又微观地反映了特定藻种对环境因子的需求以及做出的响应。目前, 蓝藻尚未作为淀山湖全年的优势种类出现, 仅在夏季形成肉眼可见的水华, 如何针对这一特点, 彻底研究蓝藻在淀山湖的生长环境及其暴发的诱导因子迫在眉睫。另外, 本研究所包含的环境因子只涉及水体理化指标, 不够全面, 浮游植物受多方面因素影响, 例如外因水文、内因生理特性等, 要掌握更加全面的信息, 尚需进一步系统地研究。全面综合蓝藻与环境理化因子、其他藻类群落间的相互关系, 才能更加彻底地了解其发生的规律和本质原因, 最终可为预测和控制水华暴发, 治理全湖富营养化提供有效的科学依据。

### 参考文献

- 薄芳芳, 杨虹, 左倬, 等. 2009. 上海公园水体夏季浮游植物群落与环境因子的关系. 生态学杂志, **28**(7): 1259-1265.
- 程曦, 李小平. 2008. 淀山湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应. 湖泊科学, **20**(4): 409-419.
- 韩博平, 李轶, 林旭钊. 2003. 广东省大中型水库富营养化现状与防治对策研究. 北京: 科学出版社.
- 郝占庆, 郭水良, 叶吉. 2003. 长白山北坡木本植物分布与环境关系的典范对应分析. 植物生态学报, **27**(6): 733-741.
- 金相灿, 屠清瑛. 1990. 湖泊富营养化调查规范(第 2 版). 北京: 中国环境科学出版社.
- 孔繁翔, 高光. 2005. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, **25**(3): 589-595.
- 黎尚豪, 毕列爵. 1998. 中国淡水藻志. 北京: 科学出版社.
- 李秋华, 韩博平. 2007. 基于 CCA 的典型调水水库浮游植物群落动态特征分析. 生态学报, **27**(6): 2355-2364.
- 刘玉生, 韩梅, 梁占彬, 等. 1995. 光照、温度和营养盐对滇池微囊藻生长的影响. 环境科学研究, **8**(6): 7-11.
- 秦伯强. 2002. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, **14**(3): 193-201.
- 阮仁良, 王云. 1993. 淀山湖水环境质量评价及污染防治研究. 湖泊科学, **5**(2): 153-157.
- 沈会涛, 刘存歧. 2008. 白洋淀浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析. 湖泊科学, **20**(1): 773-779.
- 宋永昌. 1992. 淀山湖富营养化及其防止研究. 上海: 华东师范大学出版社.
- 王红兵, 宋伟民, 朱惠刚. 1995. 上海淀山湖、黄浦江水系浮游藻类及藻类毒素的动态研究. 环境与健康杂志, **12**(5): 196-199.
- 王秀珍, 杨震玲. 1987. 颤藻的采集、培养和观察. 生物学杂志, (4): 26.

- 魏玉莲, 姬兰柱, 王 淼, 等. 2002. 长白山北坡静水水体中水甲虫分布与环境关系的典范对应分析. 应用生态学报, **13**(1): 91-94.
- 由文辉. 1995. 淀山湖的浮游植物及其能量生产. 海洋湖沼通报, (1): 47-53.
- 张锦平, 夏 静. 2006. 长江口浮游植物群落的聚类分析. 上海水产大学学报, **15**(4): 456-460.
- 张元明, 陈亚宁, 张小雷. 2004. 塔里木河下游植物群落分布格局及其环境解释. 地理学报, **59**(6): 903-910.
- 赵孟绪, 雷腊梅, 韩博平. 2005. 亚热带水库浮游植物群落季节变化及其影响因素分析——以汤溪水库为例. 热带亚热带植物学报, **13**(5): 386-392.
- 郑晓红. 1999. 影响淀山湖水质变化的因素分析. 干旱环境监测, **13**(4): 226-251.
- 周凤霞, 陈剑虹. 2005. 淡水微型生物图谱. 北京: 化学工业出版社.
- Arhonditsis GB, Winder M, Brett MT, *et al.* 2004. Patterns and mechanisms of phytoplankton variability in Lake Washington (USA). *Water Research*, **38**: 4013-4027.
- Cetinić I, Viličić D, Burić Z, *et al.* 2006. Phytoplankton seasonality in a highly stratified karstic estuary (Keka, Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, **555**: 31-40.
- Chapman BR, Ferry BW, Ford TW. 1998. Phytoplankton communities in waterbodies at Dungeness, U. K.: Analysis of seasonal changes in response to environmental factors. *Hydrobiologia*, **362**: 161-170.
- Chen YW, Gao XY. 1998. Study on variations in spatial and temporal distribution of *Microcystis* in Northwest Taihu Lake and its relations with light and temperature// CAI Qi-ming, ed. Ecology of Taihu Lake. China Meteorological Press: 142-148.
- Fathi AA, Abdelhazer HMA, Flower RJ, *et al.* 2001. Phytoplankton communities of North African wetland lakes: The CASSARINA Project. *Aquatic Ecology*, **35**: 303-318.
- Flores LN, Barone R. 1998. Phytoplankton dynamics in two reservoirs with different trophic state (Lake Rosamarina and Lake Arancio, Sicily, Italy). *Hydrobiologia*, **369/370**: 163-178.
- Habib OA, Tippet R, Murphy KJ. 1997. Seasonal changes in phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in Loch Lomond, Scotland. *Hydrobiologia*, **350**: 63-79.
- Holm NP, Armsrong DE. 1981. Role of nutrient limitation and competition in controlling the populations of *Asterionella formosa* and *Microcystis aeruginosa* in semicontinuous culture. *Limnology and Oceanography*, **26**: 622-634.
- Lau SSS, Lane SN. 2006. Nutrient and grazing factors in relation to phytoplankton level in a eutrophic shallow lake: The effect of low macrophyte abundance. *Water Research*, **36**: 3593-3601.
- Lopes MRM, Bicudo CEM, Ferragut MC. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia*, **542**: 235-247.
- Moss B. 1988. Ecology of Fresh Waters: Man and Medium, Past to Future (3rd ed.). Blackwell Publishing.
- Muylaert K, Sabbe K, Vyverman W. 2000. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **50**: 673-687.
- Shannon CE. 1949. A Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press.
- Sivonen K. 1990. Effects of Light, Temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, **56**: 2658-2666.
- Smith V. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, **221**: 669-671.
- Tafas T, Economou-Amilli A. 1997. Limnological survey of the warm monomictic lake Trichonis (central western Greece). *Hydrobiologia*, **344**: 141-153.
- Ter Braak CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**: 1167-1179.

---

作者简介 汪益斌,女,1985年生,硕士研究生。主要研究方向为水域生态学。E-mail: wangyipin\_1008@163.com  
责任编辑 李凤芹

---