第33卷第2期　　水 生 态 学 杂 志　　Vol. 33, No. 2
2012年　3月　　Journal of Hydroecology　　Mar.,　2012

太湖夏季不同类型湖区浮游植物群落结构及环境解释

沈爱春,徐兆安,吴东浩

(太湖流域水文水资源监测局,江苏 无锡　214024)

摘要:2010 年 9 月对太湖不同类型湖区 31 个站点的浮游植物群落结构进行了调查。结果表明,共检测到 120 种浮游植物,蓝藻门、绿藻门和硅藻门物种占据了相当大的比例。所有站点都有微囊藻出现,微囊藻是草型湖区和藻型湖区的数量单一优势种,导致 31 个站点的群落多样性指数值都较低。在环境变量的作用下,31 个站点被分为 3 种类型,即草型湖区(组Ⅰ)、藻型湖区(组Ⅱ)和五里湖(组Ⅲ)。草型湖区物种数和多样性指数较高、浮游植物密度和营养盐浓度较低,总磷(TP)浓度极显著低于藻型湖区($t = -3.84$, $P = 0.001$)。在一定浓度范围内,微囊藻密度随着悬浮物(SS)浓度的增大而上升。太湖生态修复应以降低水体悬浮物浓度、提高水体透明度为目标,为草型湖泊生态系统的培植创造条件。

关键词:太湖;浮游植物;群落结构;草型湖区;藻型湖区

中图分类号:Q145　**文献标志码**:A　**文章编号**:1674-3075(2012)02-0043-05

20 世纪 60 年代,太湖略呈贫营养状态,1981 年时仍属于中营养湖泊,80 年代后期,太湖北部的梅梁湾开始频繁暴发蓝藻水华(Chen et al,2003),其生态状况逐渐受到重视。关于太湖浮游植物群落结构的相关研究比较多,但更多的是关注局部湖湾或湖区(原居林等, 2009;孟顺龙等,2009;李钦钦等,2010;王阳阳等,2011);鲜有关于太湖不同类型湖区浮游植物群落结构及蓝藻水华的比较分析(刘建萍等,2009;朱广伟,2009)。草型和藻型湖区水体的某些理化性质存在一定差异(张路等,2004b),而且不同污染水平湖区沉积物中可溶性 N、P 也存在季节性变化(金相灿等,2006),这些特征反过来在一定程度上又可以影响浮游植物群落结构的变化和演替(宋晓兰等,2007)。本文在 2010 年 9 月太湖 31 个站点调查研究的基础上,分析了不同类型湖区的浮游植物群落结构特点及与主要环境因子间的关系,为已有研究成果进行补充,同时为太湖蓝藻治理提供参考。

1　材料与方法

1.1　区域概况及样点设置

太湖是我国第三大淡水湖,面积 2 338 km^2,平均水深 1.89 m,是太湖流域水资源调度和水生态的中心。近 10 多年来,太湖富营养化趋势较为明显,大部分湖区处于中度富营养化状态,水体叶绿素 a 的含量也逐年升高(毛新伟等,2009),部分湖区甚至出现了“黑水团”(盛东等,2010)。为了抑制太湖水质的进一步恶化,近年来水利部实施了“引江济太”工程,有效增加了太湖流域水资源的供给,改善了太湖水质和周边河网地区的水环境,但其水污染状况并没有得到根本性的遏制(高怡等,2006)。

胥湖、东太湖以及临近水域站点水生植物分布相对丰富,本文中定义为草型湖区;其它站点基本没有水草分布,定义为藻型湖区。在不同类型湖区共设置了 31 个样点,覆盖整个太湖(图 1)。

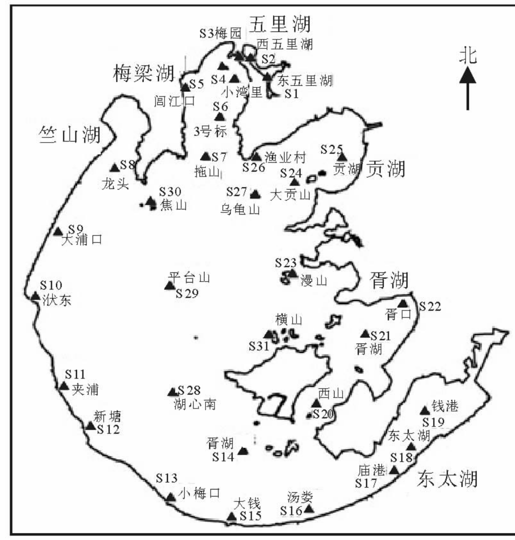

图 1　太湖采样点示意

Fig. 1　Sampling sites of the Taihu Lake

收稿日期:2012-01-06

基金项目:水利部公益性行业科研专项(编号:201001029)资助。

作者简介:沈爱春,1972 年生,男,高级工程师,主要从事水文水资源管理工作。E-mail:shenaicun@vip.sina.com

1.2　样品采集与处理

浮游植物的采集和人工镜检参照水和废水监测分析方法(国家环境保护总局,2002)。

现场测定水温(T)、透明度(SD)和酸碱度(pH值)。根据湖泊富营养化调查规范(金相灿和屠清瑛,1990),测定总氮(TN)、铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、总磷(TP)、溶解性总磷(DTP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})以及悬浮物(SS)等水化学指标。

1.3　数据分析

基本数据统计和图形绘制在 Excel 2003 中完成;相关性分析以及独立样本 t 检验在 SPSS16.0 中完成。应用下列指数评价太湖浮游植物群落结构。

Shannon-Wiener 多样性指数:

$$H' = -\sum_{i=1}^{n}(\frac{n_i}{N})\log_2(\frac{n_i}{N})$$

Margalef 物种丰富度指数:$D=(S-1)/\ln N$

Pielou 物种均匀度指数:$J=H'/\ln S$

式中:N 为样品中所有浮游植物的总个体数;n_i 为第 i 个物种的密度,S 为浮游植物种类数。

采用 Canoco 4.5 软件对物种数据和环境数据进行 CCA 分析。为了降低稀有物种的干扰,CCA 分析前对物种数据进行筛选,剔除出现频率 <5% 的物种;另外,对物种矩阵进行 lg(x+1)转换,环境变量均进行 lg(x+1)转换,利用软件包中的 WcanoImp 将其分别生成名为 spe.dta 和 env.dta 的文件。应用 Canoco 4.5 进行运算,将生成的数据文件 spe-env.cdw 在 Canodraw 中作图,排序结果用物种-环境因子关系的双序图(第Ⅰ轴和第Ⅱ轴)表示。

2　结果与分析

2.1　浮游植物群落结构及空间变化

本次调查共采集到120种浮游植物,隶属于蓝藻门、绿藻门、硅藻门、隐藻门、裸藻门和甲藻门共6大门类;其中,蓝藻门、绿藻门和硅藻门物种占据了相当大的比例(图2)。

蓝藻门中的微囊藻(*Microcystis* spp.)、硅藻门中的小环藻(*Cyclotella* spp.)和隐藻门中的啮蚀隐藻(*Cryptomonas erosa*)在每个站点都出现且数量上占据一定优势,说明现阶段太湖水环境状况仍较差。草型湖区(站点 S16~S22)的浮游植物物种数要明显高于藻型湖区(图2);位于东太湖的戗港(S19)站点物种数最多,高达64种;位于西部沿岸的大浦口(S9)站点物种数最低,仅为7种。

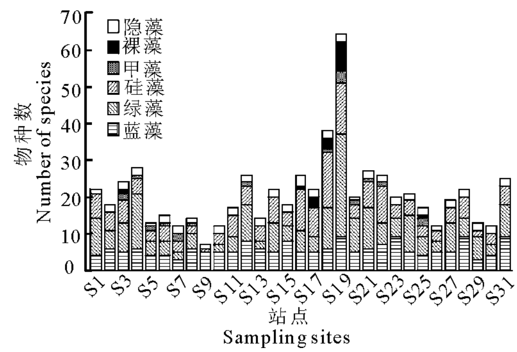

图2　监测站点浮游植物群落结构组成

Fig.2　Phytoplankton community structure of sampling sites

大部分监测站点的藻细胞密度都在 3×10^7 个/L以上,且微囊藻为绝对单一优势种,二者密度之间极显著正相关($r=0.998$, $P<0.001$)。2种类型湖区的浮游植物密度差异也很明显,位于西部沿岸的洑东站点最高,达到 4.56×10^8 个/L;汤娄站点位于南部沿岸区并且靠近水草极为丰富的东太湖,该站点的藻类密度最低,为 1.51×10^6 个/L。

草型湖区浮游植物群落多样性指数大于藻型湖区(表1),位于东太湖的戗港(S19)站点 Shannon-Wiener 多样性指数值最高,达到3.81;位于湖心区的平台山(S29)站点则最低,仅为0.20,而且该站点的 Pielou 均匀度指数也为所有站点中最低,仅为0.05。梅梁湖、竺山湖以及西部沿岸区等藻型湖区站点的 Margalef 丰富度指数都较低。总体而言,夏季太湖的浮游植物群落多样性指数值都较低。

表1　监测站点多样性指数比较

Tab.1　Comparison of diversity index among sampling sites

站点	指数			站点	指数		
	D	J	H'		D	J	H'
S1	1.30	0.46	2.04	S16	1.76	0.75	3.55
S2	0.88	0.20	0.83	S17	1.48	0.62	2.78
S3	1.29	0.41	1.89	S18	2.31	0.62	3.27
S4	1.47	0.14	0.67	S19	3.79	0.64	3.81
S5	0.75	0.15	0.57	S20	1.14	0.22	0.97
S6	0.78	0.13	0.51	S21	1.66	0.39	1.86
S7	0.57	0.14	0.51	S22	1.53	0.29	1.34
S8	0.69	0.14	0.54	S23	1.08	0.36	1.54
S9	0.30	0.22	0.61	S24	1.08	0.21	0.94
S10	0.58	0.21	0.76	S25	1.00	0.22	0.88
S11	0.89	0.11	0.46	S26	0.63	0.18	0.65
S12	1.36	0.25	1.15	S27	1.00	0.24	1.04
S13	0.68	0.11	0.43	S28	1.14	0.21	0.92
S14	1.21	0.19	0.84	S29	0.69	0.05	0.20
S15	1.00	0.39	1.61	S30	0.62	0.27	0.97
				S31	1.40	0.23	1.08

2.2　浮游植物群落与环境因子关系的 CCA 分析

Monte Carlo 检验结果表明,排序轴的第Ⅰ轴和

所有的排序轴在 $P=0.05$ 水平上都是显著的，说明排序结果是有效的。透明度与第 I 轴正相关，相关系数为 0.83；SS、COD_{Mn}和 TN 与第 I 轴负相关，相关系数分别为 −0.89、−0.80 和 −0.60。在选取的环境因子的作用下，31 个站点被分为 3 组（图 3）。草型湖区的站点都位于组 I 中，贡湖（S25）和横山（S31）站点附近有一定量的水草分布，所以这 2 个站点也被分到组 I 中；藻型湖区的站点基本都位于组 II 中；组 III 为五里湖监测站点。组 I 的 Shannon-Wiener 多样性指数平均值为 2.17，组 II 的平均值仅为 0.84，组 III 的平均值为 1.44；组 II 站点的微囊藻密度极显著大于组 I 站点（$t=3.89$，$P<0.01$），草型湖区浮游植物群落结构更稳定。

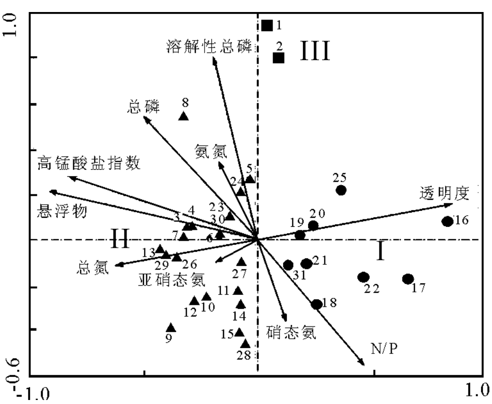

图 3　站点与环境变量的 CCA 第 I、II 轴排序

Fig. 3　Biplot of first and second CCA axes for the samplingsites with environmental variables

图 3 中藻型湖区站点的 TN、TP 平均浓度分别为 1.44 mg/L 和 0.102 mg/L；草型湖区站点的 TN、TP 平均浓度分别为 1.07 mg/L 和 0.034 mg/L，2 种类型湖区 TP 浓度存在极显著差异（$t=3.84$，$P<0.01$）。

2.3　微囊藻空间变化及与环境变量的关系

太湖夏季水华绝对优势种为微囊藻，透明度和 SS 浓度等指标与排序轴第 I 轴关系密切（图 4）；因此分析微囊藻与主要环境变量之间的关系尤为重要。CCA 分析结果表明，在垂直于微囊藻密度的等值线上，随着 TN、SS 和 COD_{Mn}的增加，其密度逐渐增加；随着水体透明度的升高，微囊藻的密度逐渐降低。

3　讨论

3.1　草型湖区和藻型湖区之间的差异

夏季太湖藻型湖区和草型湖区浮游植物群落结果存在显著性差异，草型湖区的物种数较高，浮游植物密度和营养盐状况较低。在环境变量的作用下，31 个站点被分为 3 组，组 I 为草型湖区站点，组 II 为藻型湖区站点，组 III 为五里湖站点，近年来，五里湖实施了一系列生态修复措施，组 III 的五里湖站点可以认为是藻型湖向草型湖转变的过度阶段。一般认为磷是湖泊营养盐的主要限制因子，也是反映湖泊水体富营养化状态的主要指标，这一指标在本次调查中表现的尤为明显，组 II 站点的 TP 浓度是组 I 站点的 3.8 倍。不稳态磷（LP）、铝结合态磷（Al-P）和铁结合态磷（Fe-P）是湖泊内源负荷的重要来源。张路等（2004b）发现太湖的藻型湖区沉积物中铁结合态磷含量及有机结合态磷含量高于其他湖区；污染较重的湖泊，其沉积物中 Fe-P 的含量也较高（朱广伟等，2005b）；浅水湖泊沉积物 Fe-P 含量与沉积物氧化还原条件（Eh）显著负相关（张路等，2004a）；沉积物 Eh 在夏季会降到很低，导致沉积物 Fe-P 转化成可溶解性磷而进入间隙水。这些可能是导致组 II（藻型湖区）站点 TP 浓度较高的原因。在不同水平营养盐的作用下，草型湖区和藻型湖区的微囊藻密度呈现极显著差异，草型湖区的浮游植物群落结构更稳定。

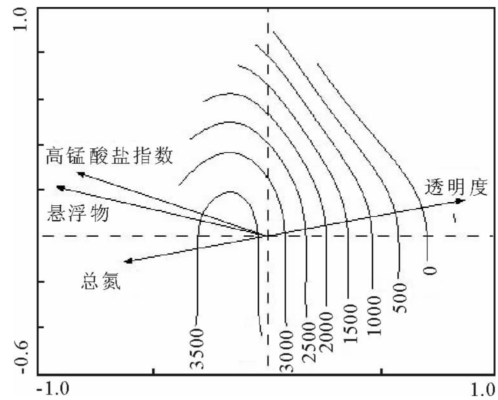

图 4　微囊藻的物种分布等值线

Fig. 4　Distribution isolines of Microcystis, plot in the CCA ordination diagram

3.2　悬浮物浓度对生态系统的影响

悬浮物（SS）浓度的上升会直接导致水体透明度的下降。与其它藻类相比，微囊藻具备主动上浮和下沉的能力，具备三套色素系统，可以更好地利用光能，从而增强对水体营养盐的竞争（胡传林等，2010；张海春等，2010）。太湖是典型的浅水湖泊，风浪扰动是浅水湖泊沉积物悬浮和营养盐释放的主要驱动力之一（朱广伟等，2005a）。相关性分析表明，SS 浓度与 TN、TP 和 COD_{Mn}（r 分别为 0.80、0.59 和 0.68，$P<0.01$）极显著正相关，与透明度极显著负

相关($r = -0.70, P < 0.01$),可以认为SS浓度上升是高营养盐浓度水平和低水体透明度的综合表征,所以一定浓度范围内微囊藻密度会随着SS浓度同步上升。藻型湖泊和草型湖泊是湖泊的2种替代性稳定状态,从草型湖泊到藻型湖泊是“正向转换”,反之则是“反向转换”,需要进行生物操纵。水体透明度是限制水生植物生存的重要环境因子,提高水体透明度是建立草型湖泊的重要前提条件(刘敬群和陈家长,2009;吴振斌,2011)。据此认为太湖生态修复应从降低水体悬浮物浓度、提高水体透明度出发,为草型湖泊生态系统的培植创造条件。

参考文献

高怡,毛新伟,徐卫东.2006.“引江济太”工程对太湖及周边地区的影响分析[J].水文,26(1):92-94.

国家环境保护总局.2002.水和废水监测分析方法(第4版)[M].北京:中国环境科学出版社.

胡传林,万成炎,吴生桂,等.2010.蓝藻水华的成因及其生态控制进展[J].长江流域资源与环境,19(12):1471-1477.

金相灿,屠清瑛.1990.湖泊富营养化调查规范[M].北京:中国环境科学出版社.

金相灿,姜霞,徐玉慧,等.2006.太湖东北部沉积物可溶性氮,磷的季节性变化[J].中国环境科学,26(4):409-413.

李钦钦,邓建才,胡维平,等.2010.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[J].应用生态学报,21(7):1844-1850.

刘建萍,张玉超,钱新,等.2009.太湖蓝藻水华的遥感监测研究[J].环境污染与防治,31(8):79-83.

刘敬群,陈家长.2009.在太湖中栽种沉水植物能使水变清吗?[J].生态学报,29(5):2764-2766.

毛新伟,徐枫,徐彬,等.2009.太湖水质及富营养化变化趋势分析[J].水资源保护,25(1):48-51.

孟顺龙,陈家长,范立民,等.2009.2007年太湖五里湖浮游植物生态学特征[J].湖泊科学,21(6):845-854.

盛东,徐兆安,高怡.2010.太湖湖区“黑水团”成因及危害分析[J].水资源保护,26(3):41-44.

宋晓兰,刘正文,潘宏凯,等.2007.太湖梅梁湾与五里湖浮游植物群落的比较[J].湖泊科学,19(6):643-651.

王阳阳,霍元子,曲宪成,等.2011.贡湖水源地水体营养状态评价及富营养化防治对策[J].水生态学杂志,32(2):75-81.

吴振斌.2011.水生植物与水体生态修复[M].北京:科学出版社.

原居林,尹文林,沈锦玉,等.2009.南太湖浮游植物特征及其富营养化评价[J].生态学杂志,28(11):2197-2201.

张海春,陈雪初,李春杰.2010.光照度对蓝藻垂直迁移特性影响研究[J].环境污染与防治,32(5):64-67.

张路,范成新,池俏俏,等.2004a.太湖及其主要入湖河流沉积磷形态分布研究[J].地球化学,33(4):423-432.

张路,范成新,王建军,等.2004b.太湖草藻型湖区间隙水理化特性比较[J].中国环境科学,24(5):556-560.

朱广伟,秦伯强,高光.2005a.风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷暴发性释放的直接证据[J].科学通报,50(1):66-71.

朱广伟,秦伯强,张路.2005b.长江中下游湖泊沉积物中磷的形态及藻类可利用量[J].中国科学D辑:地球科学,35(S2):24-32.

朱广伟.2009.太湖水质的时空分异特征及其与水华的关系[J].长江流域资源与环境,18(5):439-445.

Chen Y, Fan C, Teubner K, et al. 2003. Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in alarge shallow lake, Taihu, China: an 8-year investigation[J]. Hydrobiologia, 506(1):273-279.

(责任编辑　万月华)

Environmental Impacts on Summer Phytoplankton Community Structure in Different Types of Bays, Taihu Lake

SHEN Ai-chun, XU Zhao-an, WU Dong-hao

(Monitoring Bureau of Hydrology and Water Resources of Taihu Basin, Wuxi 214024, P. R. China)

Abstract: Phytoplankton community structures of 31 sites of grass-type bay and algae-type bay were investigated in Taihu Lake in September, 2010. A total of 120 taxa were identified and most of them belong to Cyanophyta, Chlorophyta and Bacillariophyta. *Microcystis* spp. was the single dominant species in the two type bays, which lead to the decrease of community diversity indices. Canonical correspondence analysis was used to investigate the environment – phytoplankton relationship. Case ordination by CCA divided all sites into three groups, group I being grass rich area, group II being algae rich area and group III being Wuli Bay, respectively. Compared to algae-type bay, sites of grass-type bay showed three characteristics as follows: higher species number and diversity indices, lower algal density. Besides, the nutritive level of grass-type bay was lower and TP concentration significantly lower ($t = -3.84$, $P = 0.001$) than algae-type bay. The *Microcystis* spp. quantity ascended as the suspended substance (SS) concentration increasing. Decreasing the SS and improving the water transparency would be the main goals of ecological restoration for Taihu Lake, which would lay a solid foundation for grass-type lakes in the future.

Key words: Taihu Lake; phytoplankton; community structure; algae-type bay; grass-type bay