

太湖大洪港草、藻状态转换的磷阈值*

陶 花¹ 潘继征^{2**} 沈耀良^{1,3} 李文朝² 黄 峰¹ 赵海光²

(¹苏州科技学院环境科学与工程学院, 江苏苏州 215011; ²中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; ³苏州科技学院江苏省环境科学与工程重点实验室, 江苏苏州 215011)

摘 要 以太湖水草残存区——大洪港为对象,研究了自然条件下磷对大洪港草、藻状态转换的影响.对环境因子进行相关分析表明:总磷(TP)与叶绿素 a(Chl a)、透明度(SD)呈较好的线性相关关系.主成分分析结果表明,TP、总氮(TN)是影响水质变化的主要成分,其中主成分的贡献率及最大分量来源为 TP.总磷浓度的变化影响大洪港草/藻型状态的转换,大洪港冬季处于草型状态,春季从草型状态转换为草-藻中间状态,夏秋季一直维持在草-藻中间状态.系统从草型状态向藻型状态转换的湖水总磷阈值为 $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,从草-藻中间状态向藻型状态转换的总磷阈值为 $115 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.可通过采取削减与控制污染源、底泥疏浚、构建沉水植被区等措施来改善湖区生境,使 TP 浓度降低到 $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,以维持大洪港处于草型状态.

关键词 草型 藻型 状态转换 磷阈值 太湖

文章编号 1001-9332(2012)01-0264-07 **中图分类号** X524 **文献标识码** A

Phosphorus threshold for the shift between grass- and algae-stable states in Dahong Harbor of Gehu Lake. TAO Hua¹, PAN Ji-zheng², SHEN Yao-liang^{1,3}, LI Wen-chao², HUANG Feng¹, ZHAO Hai-guang² (¹*School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, Jiangsu, China*; ²*State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*; ³*Jiangsu Province Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, Jiangsu, China*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2012, 23(1): 264–270.

Abstract: Taking the macrophytes remaining area in Dahong Harbor of Gehu Lake as test object, this paper studied the phosphorus threshold for the shift between grass- and algae-stable states under natural conditions. The correlation analysis on the environmental factors showed that the total phosphorous in water body had better liner relationships with phytoplankton chlorophyll a and Secchi depth, and principal component analysis indicated that total phosphorous and nitrogen in the water body were the two main components affecting the water quality, among which, total phosphorous was the maximum weight source and played a determinant role in the shift between grass- and algae-stable states. The Harbor was in grass-stable state in winter, shifted to grass-algae intermediate state in spring, and kept the intermediate state in summer and autumn. The total phosphorous threshold for grass-stable state shifting to grass-algae intermediate state was $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, and that for grass-algae intermediate state shifting to algae-stable state was $115 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. In order to make the ecosystem shift from algae-stable state to grass-stable state, some measures such as cutting and controlling the Lake's nutrient sources, removing the sediment rich in organic matter, and constructing submerged macrophytes areas should be adopted to make the total phosphorous threshold in the water body dropped to below $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

Key words: grass-stable state; algae-stable state; state shift; phosphorus threshold; Gehu Lake.

* 国家重点基础研究发展计划项目(2008CB418005)、国家水专项(2008ZX07101-007-05)和江苏省科技厅社会发展项目(BE2009697)资助.

** 通讯作者. E-mail: jzhpan@niglas.ac.cn

2011-04-09 收稿, 2011-10-24 接受.

长江流域的湖泊大多数为浅水湖泊,水深一般为 2~4 m,曾经多清澈见底,植被丰富.近几十年来,随着人类活动的加剧和经济的快速发展,湖泊的富营养化进程不断加快,太湖、巢湖已成为富营养型湖泊^[1-2],从草型稳态退化为藻型稳态.诱发浅水湖泊草、藻稳态转换的驱动因子有营养盐、水位、悬浮物、光照、风浪和动物牧食等^[3-4].

国外对浅水湖泊草藻稳态转换研究起步较早,已有的研究主要集中在营养物(总氮 TN、总磷 TP)浓度上. Dokulil 和 Teubner^[5]通过对欧洲两个营养情况相似的浅水湖泊(Alte Donau 和 Neusiedler See)的长期监测资料进行研究,发现草型清水湖泊总磷与叶绿素 a 之比($TP/Chl\ a$) >3 ,而藻型浊水湖泊 $TP/Chl\ a<3$. Scheffer 等^[6-7]指出,气候、营养盐、水深和湖泊大小都会导致不同的稳态的产生;Ibelings 等^[8]和 Meijer^[9]对 Veluwe 湖进行了生态修复,提出在湖泊生态系统转化中间,营养盐的负荷是决定草型或藻型生态系统是否稳定的先决条件,提出了 TP 的临界值区间为 80~150 $\mu g \cdot L^{-1}$.关于其他驱动因子促使草藻稳态转换的阈值研究较少,20 世纪 90 年代,仅 Hosper 和 Jagtman^[10]研究表明,浊水稳态向清水稳态转换时,食浮游生物鱼类和底食性鱼类将降至 50 $kg \cdot hm^{-2}$ 以下.国内对浅水湖泊草藻稳态转换的研究起步较晚,李文朝^[11-12]首次提出了湖泊生态系统的多稳态模型,并在 1992—1993 年对五里湖开展水生植被重建试验,实现了双稳态的跳转,指出磷是稳态转换的主要限制营养元素.张蓉^[13]在对东太湖和梅梁湾的研究中发现,东太湖在 2002 年前处于草型稳态,2002 年以后向双稳态跳转的临界态发展;梅梁湾一直处于藻型稳态.王海军^[14]通过对长江流域 46 个中小型湖泊的实地调查和文献分析,提出总磷是湖泊生态系统稳态转换的最主要驱动因子,草型稳态向藻型稳态转换的 TP 浓度为 70~100 $\mu g \cdot L^{-1}$,藻型稳态向草型稳态转换的 TP 浓度为 20~30 $\mu g \cdot L^{-1}$.

溇湖位于长江三角洲太湖流域西部,常州市武进区西南部,总面积 164 km^2 ,平均水深 1.27 m.溇湖现处于富营养化阶段,全湖水质为劣 V 类,蓝藻水华频发,已从清水草型湖退化为浊水藻型湖.2009 年 10 月调查发现,溇湖北部大洪港尚有较好的沉水植物分布.本文通过对大洪港开展野外调查,重点研究了环境因子磷对大洪港草、藻状态转换的影响,旨在揭示草、藻状态转换机制,为大洪港维持草型状态提供理论依据,同时也为今后溇湖的生态修复和实

现藻型稳态向草型稳态的转换提供参考.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

大洪港位于溇湖东岸一个南北走向的长方形围垦区域中,属北亚热带季风性湿润气候区,四季分明.1 月和 8 月平均水温分别为 4.8 和 30.8 $^{\circ}C$.其南北长 1.4 km,东西宽 0.23 km,面积 0.32 km^2 ,平均水深 1.24 m,内外有水流交换(图 1).在长方形区域的西侧中部有一个通向溇湖的缺口,对称位置的东侧为一条小河(无具体名称)的河口.大洪港是溇湖仅存的植被保存完好的沿岸围垦区,围垦区内沉水植物长势良好,主要物种有菹草(*Potamogeton crispus*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)、浮叶植物菱(*Trapa quadrispinosa*)和慈姑(*Sagittaria sagittifolia*).

野外调查于 2009 年 11 月—2010 年 11 月进行,每半个月至一个月采样 1 次,采样点从南至北共设 9 个(图 1),在大洪港西侧的缺口处增设一个采样点.

监测项目主要有水温(T_w)、水深(Depth)、透明度(SD)、光照强度(PAR)、总氮(TN)、总磷(TP)、硝酸盐氮($NO_3^- - N$)、铵氮($NH_4^+ - N$)、化学需氧量(COD_{Mn})、悬浮物(SS)、浮游植物叶绿素 a($Chl\ a$)、pH、氧化还原电位(ORP)、溶解氧(DO)、沉水植物覆盖度、种类与生物量(B_{Mac}).

1.2 测定方法

水质监测参照《水和废水监测分析方法》(第四



图 1 溇湖大洪港采样点分布

Fig. 1 Sampling points distribution of Dahong Harbor in Gehu Lake.

版)^[15]和《湖泊富营养化调查规范》(第二版)^[16]. 水深、水温和 PAR 采用 RBR(XR-620)多参数自动水质仪现场测定;pH、ORP 采用 CyberScan pH/ORP 110 计测定;DO 采用 YSI-550A 溶氧仪测定.

沉水植物采用网夹式采草夹采集,在每个样点采集 2~3 次,每次采集的面积为 1/4 m²,桶中植物生物量采用常规方法采集,采集后现场装入可密封性的塑料袋,植物采回后取出根部并清洗去除底泥、枯草等杂质及附着的螺类,按物种分类并分别称量湿质量.

根据 Bachmann 等^[17]提出的方法定义草型湖泊和藻型湖泊,计算草藻干质量比(r)=沉水植物干质量/浮游藻类干质量, $r \geq 100$ 为草型优势, $r \leq 1$ 为藻型优势,中间为过渡类型.其中,沉水植物干生物量用湿生物量乘以 0.08 获得^[18],浮游藻类干生物量用 Chl a 乘以 70 再乘以湖泊平均水深获得^[19].

1.3 数据处理

采用 Excel 2003 和 Original 8.0 软件对数据进行处理和绘图,采用 SPSS 18.0 统计分析软件对数据进行因子分析和相关性分析.

2 结果与分析

2.1 大洪港的多状态性

根据基于固定边界分类系统(OECD)的湖泊营养类型划分标准(表 1)^[20]所绘制的大洪港透明度(SD)、浮游植物叶绿素 a(Chl a)和草藻干质量比(r)的频率分布图(图 2),可反映其平均水平、波动大小以及数据分布状况,各参数均出现 2~3 个峰,表明系统存在多个不同的状态.SD 的第 1 个峰(-0.5~-0.4)和第 2 个峰(-0.1~0)均小于 1.5 m,表明系统处于超富营养水平;Chl a 的第 1 个峰(0.6~0.8)介于 2.5~8 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,表明系统处于中营养水平,第 2 个峰(1.2~1.4)介于 8~25

$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,表明系统处于富营养水平,第 3 个峰(1.6~2.2)大于 25 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,表明系统处于超富营养水平.按 Bachmann 等^[17]提出的对草型湖泊和藻型湖泊的定义,草藻干质量比的第 1 个峰(-0.5~0)低于 1,表明系统处于藻型浊水状态,第 2 个峰(1.0~1.5)介于 1~100 之间,表明系统处于草藻中间状态,第 3 个峰(2.5~3.0)大于 100,表明系统处于草型清水状态.

2.2 大洪港水环境主控因子分析

影响湖泊水环境的水质因素有很多,但并不是每个因子对水体的影响程度都相同.为了进一步分析大洪港的水环境,本文主要从两方面着手分析大洪港水环境的主要控制因子,第一是相关性分析,第二是主成分分析.

2.2.1 相关性分析 采用皮尔逊简单相关系数分析方法的结果表明,TP 与多数环境因子呈显著的相关关系,与 Chl a、SS、COD_{Mn}、TN 和 TP/Chl a 呈显著的正相关关系,与 SD、SD/h、 r 、B_{Mac} 和 TN/TP 呈显著的负相关关系(表 2).从图 3 可以看出,lgTP 与 lgChl a、lgSD 和 lgTN 呈显著相关,TP 与 Chl a、SD 之间有较好的线性相关关系.

表 1 按照固定边界分类系统对湖泊营养类型的划分^[20]
Table 1 Trophic states of lakes according to the fixed boundary classification system (OECD)^[20]

营养类型 Trophic category	叶绿素 a Chl a ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	透明度 SD (m)
超贫营养 Ultra-oligotrophic	≤ 1	-
贫营养 Oligotrophic	1~2.5	-
中营养 Mesotrophic	2.5~8	6~3
富营养 Eutrophic	8~25	3~1.5
超富营养 Hypertrophic	≥ 25	≤ 1.5

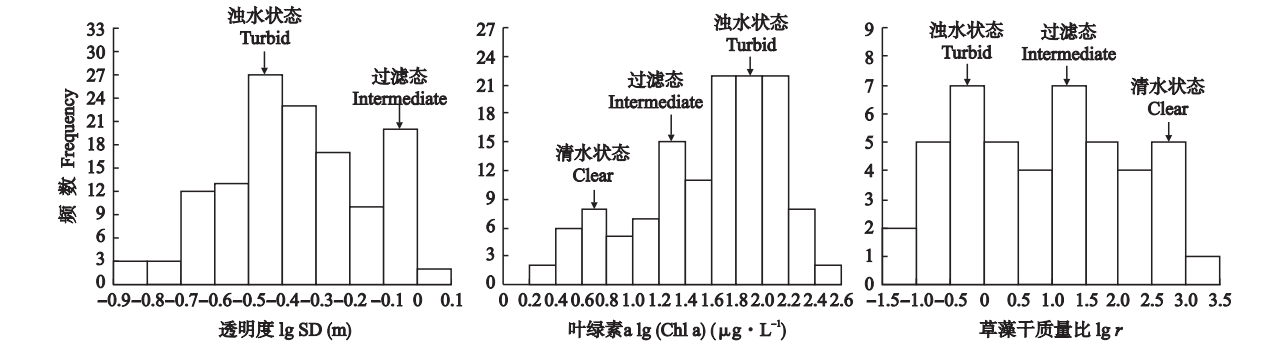


图 2 透明度、浮游植物叶绿素 a、沉水植物生物量和草藻干质量比的频率分布
Fig. 2 Frequency distribution of Secchi depth, phytoplankton chlorophyll a and ratio of macrophyte biomass to algal biomass (r).

2.2.2 主成分分析 利用 SPSS 软件,对大洪港水质参数进行因子分析,采用 Varimax 直角转轴法(即方差最大法),使具有较大因素载荷量的变量个数减到最低限度,用最少的观测变量最大限度地反映水环境状况.由表 3 可以看出,前两个主成分的累积贡献率超过 75%,表明前两个主成分累计反映了原始数据总信息的 75% 以上,因此取前两个主成分作为综合评价指标,可以准确地描述原变量的信息,符合

统计学原理.因子分析表明,大洪港水环境的第一主成分 I 为 TP,因子负载占 51.4%,反映了大洪港水体磷的含量;第二主成分 II 为 TN,因子负载占 28.3%,反映大洪港水体总氮的含量.表明氮、磷对大洪港的水环境变化有较大影响.

通过为大洪港水质主成分分析 Varimax 转轴后的因素载荷量可知,第一主成分 I 旋转后因子载荷量占 42.8%,与之有关联的主要有 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、DO、pH

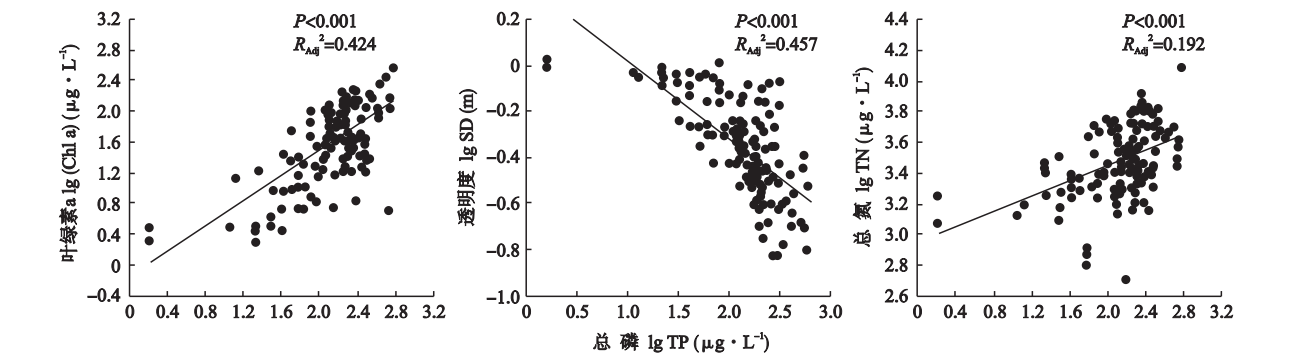


图 3 总磷与浮游植物叶绿素 a、透明度和总氮之间的关系
Fig. 3 Relationships between total phosphorus with phytoplankton chlorophyll a, Secchi depth and total nitrogen.

表 2 变量原始数据(周年)之间的皮尔逊相关系数
Table 2 Pearson correlation coefficients between absolute variables (annual)

	TP	TN	Chl a	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	COD_{Mn}	SS	pH	DO	SD	Depth	B_{Mac}	r	SD/Depth	TN/TP	TP/Chl a
TP	1															
TN	0.453 **	1														
Chl a	0.519 **	0.381 *	1													
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	0.089	0.259 **	-0.371 **	1												
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	-0.033	0.290 **	-0.311 **	0.688 **	1											
COD_{Mn}	0.482 **	0.230 **	0.651 **	-0.371 **	-0.462 **	1										
SS	0.486 **	0.162	0.037	0.216 *	0.183 *	0.014	1									
pH	-0.133	-0.123	0.132	-0.088	0.028	-0.098	-0.085	1								
DO	-0.018	0.164	-0.369 **	0.363 **	0.109	-0.136	0.255 *	-0.453 **	1							
SD	-0.609 **	-0.440 **	-0.487 **	-0.243 *	-0.179 *	-0.439 **	-0.366 **	0.111	0.017	1						
Depth	-0.1	0.033	0.092	-0.02	0.07	-0.133	-0.135	-0.021	-0.542 **	0	1					
B_{Mac}	-0.351 **	-0.097	-0.354 **	0.018	0.132	-0.430 **	-0.236	-0.016	0.451 **	0.522 **	-0.238	1				
r	-0.503 **	-0.196	-0.315 *	-0.125	-0.018	-0.234	-0.501 **	-0.055	0.327	0.609 **	-0.326 *	0.640 **	1			
SD/Depth	-0.559 **	-0.415 **	-0.495 **	-0.239 **	-0.185 *	-0.396 **	-0.305 **	0.108	0.177	0.950 **	-0.281 **	0.548 **	0.635 **	1		
TN/TP	-0.296 **	-0.115	-0.203 *	-0.145	-0.063	-0.212 *	-0.215 *	0.057	0.148	0.391 **	-0.105	0.385 **	0.285 *	0.423 **	1	
TP/Chl a	0.353 **	0.014	-0.288 **	0.159	0.113	-0.153	0.272 **	0.151	0.286 *	-0.013	-0.208 *	0.006	0.001	0.049	-0.066	1
n	130	130	130	130	130	130	130	90	64	130	130	58	58	130	130	130

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

表 3 主成分特征值及方差贡献率
Table 3 Eigenvalue and variance cumulative probability of principal component

主成分 Principal component	初始负载量 Initial loading			旋转后负载量 Loading after rotation		
	特征值 Eigenvalue	贡献率 Contribution rate (%)	累积贡献率 Cumulative contribution rate (%)	特征值 Eigenvalue	贡献率 Contribution rate (%)	累积贡献率 Cumulative contribution rate (%)
I	5.14	51.4	51.4	4.28	42.8	42.8
II	2.83	28.3	79.7	3.70	37.0	79.8

表 4 大洪港水质主成分分析 Varimax 转轴后的因素载荷量
Table 4 Explained variances of factor analysis by Varimax rotating for water quality in Dahong Harbor

评价指标 Evaluation index	主成分 Principal component	
	I	II
TP	0.165	0.870
TN	-0.216	0.694
NH ₄ ⁺ -N	-0.934	0.294
Chl a	0.747	0.588
SS	0.136	0.908
COD _{Mn}	0.896	0.302
SD	-0.163	-0.894
Depth	0.518	0.543
pH	0.899	0.035
DO	-0.920	-0.120

和 COD_{Mn}, 在第一主成分上有较高的载荷; 第二主成分 II 旋转后因子载荷量占 37.0%, 与之有关联的主要有 SS、SD 和 TP, 在第二主成分上有较高的载荷 (表 4). 因此, 提取的这两个主成分基本可以反映全部指标的信息, 表明用这两个综合变量来分析是合理的.

2.3 磷对大洪港草、藻状态转换的影响

大洪港草、藻状态的转换经历了以下几个阶段 (表 5): 1) 在冬季, TP 浓度均值为 69 μg · L⁻¹, 超出 III 类水质标准 38%, TN 超出 V 类水质标准 39%, Chl a 含量较低, COD_{Mn} 略高于 III 类水质标准, NH₄⁺-N 尚未超出 II 类水质标准, 水体相对透明度高, 沉水植物有较好的分布, 主要物种有菹草、金鱼藻和狐尾藻, 草藻干质量比远高于 100, 系统处在草型状态.

2) 在春季, 沉水植物优势物种为金鱼藻和狐尾藻, 菹草在 5 月开始衰退, TN、TP 上升幅度分别为 7.3% 和 95%, Chl a 上升幅度较大, 增加了 7.6 倍, 水体透明度下降 27.8%. 2010 年 3 月水位开始上升, 到 5 月底达到 1.4 m, 上升了 21% (图 4). 磷浓度上升, 加上水位升高, 超出了系统所能承受的范围, 草藻干质量比下降 90.3%, 草藻干质量比介于

1~100 之间, 系统从草型状态转换成草-藻中间状态.

3) 在夏季, 大洪港蓝藻大面积暴发, 浮游植物菱生长旺盛, 大量的蓝藻水华和菱聚集在湖面表层, 致使水体下层缺氧, 沉水植物发生腐烂和断根漂浮. 各项水质指标显著下降, TN 升高了 57.0%, TP 仍在增加, 升高了 87.8%, 水体透明度下降 29.8%. 调查表明, 7 月底, 省涸湖渔管办在涸湖东岸大洪港两侧湖湾开展了河蟹增殖放流活动, 涸湖计划增殖放流扣蟹 200 万只, 河蟹的放养对沉水植物过度牧食, 影响沉水植物的生长, 破坏了大洪港原有的生态环境. 由于湖水外源磷浓度的急速增加, 同时又出现了生物牧食等扰动, 这两方面的胁迫超过了系统所能承受的范围, 因此系统无法从草-藻中间状态恢复回去, 到 8 月底, 系统草藻干质量比仅为 2.4, 处在草-藻中间状态与藻型状态的边缘;

4) 在秋季, TN、TP 和 Chl a 都有不同程度的降低, 下降幅度分别为 41.1%、42.8% 和 40.8%, 水体透明度下降 20.1%. 由于磷浓度的不断降低, 系统中草藻干质量比提高了 4 倍, 但比值仍低于 100, 处在草-藻中间状态. 只有磷浓度降低到更低的水平后, 系统才有可能出现从草-藻中间状态向草型状态转换.

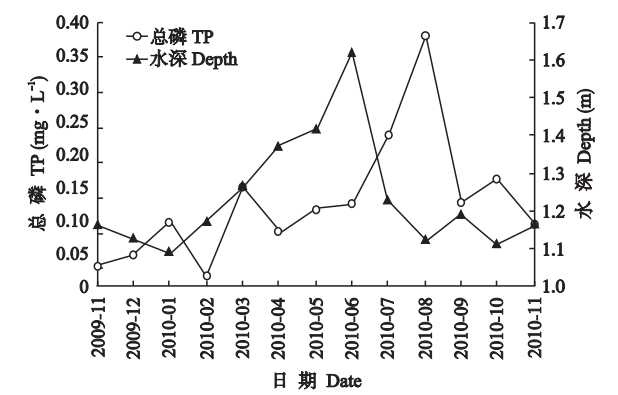


图 4 大洪港总磷浓度和水深的变化
Fig. 4 Variations of total phosphorus concentration and water depth in Dahong Harbor.

表 5 主要指标平均值
Table 5 Mean value of major water quality indices

季节 Season	TN (mg · L ⁻¹)	TP (μg · L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg · L ⁻¹)	COD _{Mn} (mg · L ⁻¹)	SD (m)	Chl a (μg · L ⁻¹)	草藻干质量比 Ratio of macrophyte biomass to algae biomass
冬季 Winter (2009-11—2010-02)	2.78	69	0.37	6.58	0.77	6.25	426.9
春季 Spring (2010-03—05)	2.98	137	1.38	6.42	0.56	54.76	41.2
夏季 Summer (2010-06—08)	4.68	256	0.60	13.95	0.39	126.65	2.4
秋季 Autumn (2010-09—11)	2.76	147	1.16	11.14	0.42	75.02	12.3

3 讨 论

大洪港冬季处于草型状态,春季从草型状态转换为草-藻中间状态,夏秋季一直维持在草-藻中间状态. 总磷浓度的变化影响着大洪港草、藻状态的转换,当磷浓度升高或下降时,系统都会出现不稳定的情况. 大洪港西侧中部有一个通向溇湖的缺口,内外有水流交换,缺口处的 TN、TP 浓度对大洪港有一定影响(图 5). TP 浓度出现两次先急剧升高后下降的过程,第一次出现在 2010 年 1 月,TP 浓度上升了 264%,第二次出现在 2010 年 8 月,TP 浓度上升了 67.8%;TN 在 2010 年 3 月和 6 月分别出现峰值,上升幅度分别为 33.8% 和 59.8%.

当总磷处于较低水平时,大洪港总磷与草藻干质量比之间的关系曲线趋于平缓,当总磷上升到一定水平时,变量之间的曲线有个快速下降或快速上升的水平,当总磷处于较高水平时关系曲线又趋于平缓(图 6). 当 TP 在 $1.62 \sim 61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,草藻干

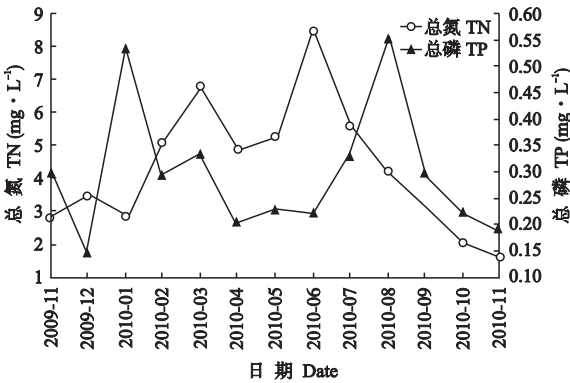


图 5 大洪港入口总磷和总氮浓度的变化
Fig. 5 Variations of total phosphorus and nitrogen concentrations at the entrance of Dahong Harbor.

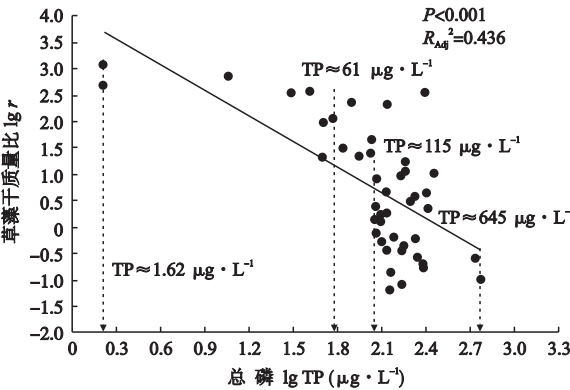


图 6 总磷与沉水植物草藻干质量比之间的关系
Fig. 6 Relationship between total phosphorus and ratio of macrophyte biomass to algae biomass (r).

质量比大都高于 100,系统处于草型状态;当 TP 在 $61 \sim 115 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,草藻干质量比在 $1 \sim 100$,系统主要处于草-藻中间状态;当 TP 在 $115 \sim 645 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,草藻干质量比小于 1,系统处于草-藻中间状态和藻型状态. 因此,在大洪港,系统从草型状态向草-藻中间状态转换的 TP 阈值为 $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,从草-藻中间状态向藻型状态转换的 TP 阈值为 $115 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

浅水湖泊草、藻稳态发生转换是在许多驱动因子的协同作用下产生的,然而在这些因子产生的胁迫中,有些胁迫是瞬间发生的,持续时间较短,如风浪、沉积物的悬浮;有些胁迫时间较长,如高水位、动物牧食;还有些胁迫从产生起一直起作用,并向逐步加重的方向发展,如营养盐浓度等. 在所有的这些因子中,营养盐胁迫是最主要、最稳定的胁迫. 羊向东等^[21]通过太白湖沉积硅藻对总磷历史变动的重建,提出湖泊由草型向藻型稳态转换的 TP 浓度为 $70 \sim 110 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. 陈开宁等^[22]在五里湖的示范工程区进行生态重建研究,初步实现示范工程区从藻型状态向草型状态的转换,其 TP 浓度在 $80 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 要实现湖泊藻型稳态向草型稳态转换,最主要的是控制营养盐负荷,在此基础上再进行其他因子的控制. 对于大洪港,要维持其处于草型状态,实现藻型状态向草型状态的转换,TP 浓度必须降低到 $61 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 实现营养物浓度的降低应主要对溇湖的污染源(包括以入湖河流输入为主的外污染源以及以沉积物释放为主的内污染源)进行削减控制,减少围网养殖面积,清除那些有机质含量丰富、还原环境强烈、营养盐释放较多的沉积物;在完成控源截污的前提下,采取底泥疏浚、构建防风消浪带、加强流域管理等工程措施整体治理.

参考文献

[1] Zhao S-C (赵生才). Mechanisms and control of lake eutrophication in China. *Advance in Earth Sciences* (地球科学进展), 2004, **19**(1): 138-140 (in Chinese)
[2] Qin B-Q (秦伯强). Principles and approach for lake ecological restoration. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2007, **27**(11): 4848-4858 (in Chinese)
[3] Scheffer M, Carpenter SR. Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 2003, **18**: 648-656
[4] Nian Y-G (年跃刚), Song Y-W (宋英伟), Li Y-J (李英杰), et al. Regime shift theory and ecological restoration discussion in eutrophic shallow lakes. *Research of Environmental Sciences* (环境科学研究), 2006, **19**(1): 67-70 (in Chinese)

- [5] Dokulil MT, Teubner K. Eutrophication and restoration of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506–509**: 29–35
- [6] Scheffer M. Shallow lakes theory revisited: Various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 2007, **584**: 455–466
- [7] Scheffer M, Jeppesen E. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, 2007, **10**: 1–3
- [8] Ibelings BW, Portielje R, Meijer ML, *et al.* Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems*, 2007, **10**: 4–16
- [9] Meijer ML. Biomanipulation in the Netherlands: 15 Years of Experience. PhD Thesis. The Netherlands: Wageningen University, 2000
- [10] Hosper SH, Jagtman E. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 523–534
- [11] Li W-C (李文朝). Multiplicity of stable states in shallow lakes and its application. *Journal of Lake Sciences* (湖泊科学), 1997, **9**(2): 97–104 (in Chinese)
- [12] Li W-C (李文朝). Ecological restoration of shallow, eutrophic lakes-experimental studies on the recovery of aquatic vegetation in Wuli Lake. *Journal of Lake Sciences* (湖泊科学), 1996, **8**(suppl.): 1–10 (in Chinese)
- [13] Zhang R (张蓉). Studies on the Water Environment Characteristics of the Grass-type Zone and the Algae-type Zone of Lake Taihu. Master Thesis. Nanjing: Hohai University, 2006 (in Chinese)
- [14] Wang H-J (王海军). Predictive Limnological Researches on Small to Medium-sized Lakes along the Mid-lower Yangze River. PhD Thesis. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2007 (in Chinese)
- [15] Wei F-S (魏复盛), Qi W-Q (齐文启), Bi T (毕彤), *et al.* Water and Wastewater Monitoring Method. 4th Ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002 (in Chinese)
- [16] Jin X-C (金相灿), Tu Q-Y (屠清瑛), Zhang Z-S (章宗涉), *et al.* Lake Eutrophication Survey Standard. 2nd Ed. Beijing: China Environmental Science Press, 1990 (in Chinese)
- [17] Bachmann RW, Horsburgh CA, Hoyer MV, *et al.* Relations between trophic state indicators plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, 2002, **470**: 219–234
- [18] Chen H-D (陈洪达), He C-H (何楚华). Standing crop on the macrophytes of Lake Tung-Hu, Wuchang, with reference to the problem of its rational piscicultural utilization. *Acta Hydrobiologica Sinica* (水生生物学集刊), 1975, **5**(3): 410–420 (in Chinese)
- [19] Scheffer M. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 475–486
- [20] OECD. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. Paris: OECD, 2006
- [21] Yang X-D (羊向东), Shen J (沈吉), Dong X-H (董旭辉), *et al.* Evolution of nutrient state in the historical period and ecological response to shallow lakes in the mid-lower reaches of the Yangtze River. *Science in China Series D* (中国科学 D 辑), 2005, **35**(suppl. II): 45–54 (in Chinese)
- [22] Chen K-N (陈开宁), Bao X-M (包先明), Shi L-X (史龙新), *et al.* Ecological restoration engineering in Lake Wuli, Lake Taihu: A large enclosure experiment. *Journal of Lake Sciences* (湖泊科学), 2006, **18**(2): 139–149 (in Chinese)

作者简介 陶花,女,1986年生,硕士研究生.主要从事水污染控制理论与技术研究. E-mail: tao_hua_2002@sina.com

责任编辑 肖红
