

洪湖湿地生态系统演变及稳态转换关键驱动因子阈值研究^{*}

刘昔^{1,2}, 厉恩华^{2**}, 徐杰¹, 邓兆林³, 黄小龙¹, 王英才¹, 王学雷²

(1:生态环境部长江流域生态环境监督管理局生态环境监测与科学研究中心, 武汉 430010)

(2:中国科学院精密测量科学与技术创新研究院, 环境与灾害监测评估湖北省重点实验室, 武汉 430061)

(3:荆州市洪湖湿地自然保护区管理局, 荆州 433200)

摘要: 利用1990—2020年洪湖水环境监测数据和2011—2020年洪湖沉水植物调查数据, 探讨洪湖湿地生态环境演化规律, 识别稳态转换关键驱动因子并确定其阈值。研究结果表明: 1990—2020年以来洪湖水质变化主要总结为5个阶段和3个时期, 整体上呈现出不断恶化的趋势; 2011—2020年以来洪湖沉水植物Margalef物种丰富度指数、Shannon-Wiener多样性指数、Simpson和Pielou均匀度指数分别降低32%、59%、60%和46%, 特别是2016年洪涝灾害后沉水植物出现严重衰退; 洪湖生态系统发生稳态转换的关键时期是2002和2011年, 总磷是洪湖湿地生态系统稳态转换的关键驱动因子; 清水态向浊水态转换的总磷阈值为0.092 mg/L, 浊水态向清水态转化的阈值为0.051 mg/L。本研究可为洪湖入湖污染负荷削减量估算提供参考, 为洪湖湿地生态修复的营养盐优先控制策略提供指导。

关键词: 洪湖湿地; 稳态转换; 驱动因子; 沉水植物; 总磷阈值

Evolution mechanism of Lake Honghu wetland ecosystem and regime shift crucial threshold^{*}

Liu Xi^{1,2}, Li Enhua^{2**}, Xu Jie¹, Deng Zhaolin³, Huang Xiaolong¹, Wang Yingcai¹ & Wang Xuelei²

(1: Ecological Environment Monitoring and Scientific Research Center, Yangtze River Basin Ecological Environment Supervision and Administration Bureau, Ministry of Ecological Environment, Wuhan 430010, P.R.China)

(2: Key Laboratory for Environment and Disaster Monitoring and Evaluation of Hubei, Innovation Academy for Precision Measurement Science and Technology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430061, P.R.China)

(3: Honghu Wetland Natural Reserve Administration of Jingzhou City, Jingzhou 433200, P.R.China)

Abstract: Based on the environment monitoring data from 1990 to 2020 and the aquatic plant survey data from 2011 to 2020 in Lake Honghu, the evolution mechanism and regime shift crucial threshold of Lake Honghu wetland are studied. The results showed that the evolution of water quality in Lake Honghu from 1990 to 2020 tended to be summarized into five stages and three periods, showing a deteriorating trend. From 2011 to 2020, the Margalef, Shannon-Wiener, Simpson and Pielou index of aquatic plants in Lake Honghu had decreased by 32%, 59%, 60% and 46% respectively, especially after the flood disaster in 2016. The crucial period for regime shift of Lake Honghu wetland ecosystem is 2002 and 2011 and total phosphorus is the key driving factor. The threshold value of total phosphorus from clean water to turbid water is 0.092 mg/L, and that from turbid water to clean water is 0.051 mg/L. This study provides a reference for the estimation of the pollution reduction load into Lake Honghu, and guidance for the priority control strategy of nutrients in the ecological restoration.

Keywords: Lake Honghu wetland; regime shift; drive factor; submerged plant; total phosphorus threshold

全球湖泊生态环境面临严峻挑战, 气候变化和人类活动的双重叠加效应导致湖泊生态系统退化, 出现草—藻稳态转换风险^[1]。所谓稳态转换, 指随着干扰强度的增强而出现湖泊生态系统结构或功能的突然变

* 2022-06-16 收稿; 2022-09-07 收修改稿。

国家自然科学基金联合基金项目(U2240213)和国家自然科学基金项目(41371513)联合资助。

** 通信作者; E-mail: lieh@whigg.ac.cn。

化,这种变化具有突发性、难预知性,兼具非线性、多稳态、多阈值以及迟滞效应等特征^[2-3]。营养盐负荷是草型或藻型湖泊生态系统是否稳定的先决条件之一,而气候、水深和湖泊大小也都是驱动湖泊稳态转换的重要环境因子^[4-5]。目前,对生态系统稳态转换阈值判定的定量方法主要集中在实验定位观测、多源数据统计分析和生态机理模型模拟3个方面^[6]。基于生态系统状态对外界环境参数的响应过程,生态系统的变化过程可总结为平滑型、突变型及不连续变化型,并可以根据“杯中弹子”概念模型对湖泊稳态进行判定^[4,7]。有研究基于稳态转换理论对长江流域的46个中小型湖泊进行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主要驱动因子;温带至亚热带浅水湖泊稳态转化总磷阈值大致相等,清水态向浊水态转换的总磷阈值为0.08~0.12 mg/L,浊水态向清水态转换的总磷阈值为0.04~0.06 mg/L^[8]。传统的实验观测手段在稳态转换机制与预警研究中的作用十分有限,因此近年来有很多学者转向机理模型的研究^[3]。如何在稳态转换机理和阈值研究的基础上进一步开展预警分析和逆转机制研究,基于野外观测和机理模型准确估计湖泊生态系统稳态转换关键因子及其阈值并提出针对性的调控策略将成为新的研究趋势。

洪湖是湖北省第一大湖和长江中下游流域典型浅水湖泊,具有防洪调蓄、净化水质、调节气候、维持生物多样性等生态功能^[9]。1996年,洪湖湿地自然保护区建立;2000年,洪湖湿地保护区晋升为省级自然保护区;2008年,洪湖湿地被联合国教科文组织列入《国际重要湿地名录》;2014年,国务院确定洪湖湿地为国家级自然保护区。因此,洪湖湿地在我国生态环境保护单元与体系中占据重要地位^[10]。同时,洪湖作为长江中下游流域重要的生态敏感区,修复保护洪湖湿地生态系统对于维护长江良好水质,调蓄长江洪水,维护湖泊淡水资源具有重要意义。

长江中下游流域湖群普遍面临着严重的富营养化问题^[11-12]。在流域尺度的复杂生态系统中,湖泊是整个生态系统中物质流和能量流的汇,其生态环境质量往往反映了整个生命共同体的整体质量^[13]。洪湖富营养化问题作为流域性特定生态环境问题的缩影,对其稳态转换机制的揭示将有助于湖泊保护工作的有序开展,以生态系统稳态转换理论指导富营养化湖泊治理与生态修复是解决当前水体富营养化的根本途径^[14]。因此,研究洪湖稳态转换过程及关键驱动因子,探讨受损湖泊生态系统的恢复机制与途径,可以为洪湖入湖污染负荷削减量估算和生态修复营养盐优先控制策略制定提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

洪湖(29°49'~29°58'N,113°12'~113°26'E)位于湖北省中南部的江汉平原四湖流域下游、长江中游北岸,是长江和汉水支流东荆河之间的大型浅水洼地壅塞湖,具有防洪调蓄、净化水质、调节气候、维持生物多样性等生态功能。洪湖水域范围东西长约23.4 km,南北宽约20.8 km,岸线总长度约104.5 km,水深1.35 m,面积约350 km²。洪湖流域属于北亚热带湿润季风气候,雨量充沛、温暖湿润、四季分明,常年年均气温16.6℃,年均降水量1321.3 mm,无霜期约为266.5 d。洪湖作为国际重要湿地和国家级自然保护区,是湖北省地表水环境质量监控站的重点监控站点之一。自1950s以来,洪湖湿地经过筑堤建闸、围网养殖等开发利用过程,面临面积锐减、江湖阻隔、蓄泄格局恶化、水体污染与富营养化加剧等问题^[10]。

1.2 数据来源

本研究选取1990—2020年洪湖野外监测数据,其中1990—2010年的水质数据来源于湖北省环境监测中心站,水质指标包括氨氮、总氮、总磷和高锰酸盐指数;2011—2020年的水质数据和沉水植物调查数据来源于中国科学院精密测量科学与技术创新研究所中国科学院洪湖湿地生态站。

以洪湖长时间序列的野外监测数据为基础,考虑到2016年大洪水对洪湖造成的影响,本研究对2011—2015年洪湖生态系统稳态转化过程进行研究,选取2020年全年4个不同月份的水环境监测数据来对洪湖生态系统当前稳态进行判定。监测数据包括同期的水环境监测数据和沉水植物调查数据,采样点布置如图1所示。

1.3 研究方法

1.3.1 水质综合指数 湖泊生态系统是一个复杂的多因子耦合系统,各个因子之间存在着错综复杂的关系,用单因子或指标来评价水环境质量往往缺乏客观性,因此,本研究采用水环境质量评价灰色模式识别模型^[15-16]。

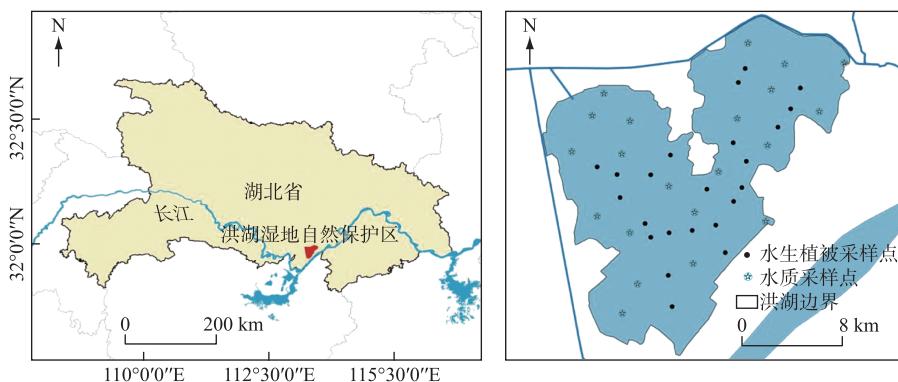


图 1 洪湖湿地区位及采样点位置

Fig.1 Location of Lake Honghu wetland and distribution of sampling sites

根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),选取氨氮、总氮、总磷和高锰酸盐指数计算水质综合指数,其取值范围确定在1~5之间,最小值为1,最大值为5。只有当各指标都达到I类水标准时,水质综合指数(comprehensive grades, GC)=1;当所有指标都超过或等于V类水质标准时,GC=5;其余情况,1<GC<5。

1.3.2 多样性指数 沉水植物作为初级生产者,是草型湖泊生态系统结构中重要的组成部分,本研究通过计算重要值和多样性指数来表征沉水植被的组成和分布,包括Margalef丰富度指数、Simpson多样性指数、Shannon-Wiener指数和Pielou均匀度指数^[16]。使用手持式GPS定位,采用随机小样法采集沉水植物,即每个样点用20 cm×20 cm的采草夹在约500 m²的范围内随机采集沉水植物10次,将样方内的植物连根拔起,冲洗干净,除去枯死枝叶,按种分类,分别称其鲜重,10次的均值作为该样点的数据^[9]。

采用生态学常用的重要值(important value index, IVI)来表示一种植被的优势程度,陈洪达针对水生植物的特性提出用某种植物的频度和生物量确定其在湖泊中和某一特定群落中优势度的方法,沉水植物重要值反映了相对频度和相对生物量的综合信息^[17]。

1.3.3 时间突变分析 为了研究近30年来洪湖生态系统稳态转换过程,分别以5年和4年为检验步长,采用滑动t检验、Pettitt检验和Mann-Kendall趋势检验对洪湖水体总氮和总磷浓度进行了时间序列上的突变分析。

1.3.4 生态系统诊断 本研究主要采用时间序列法和频数分布法来判定洪湖生态系统状态,其中,本研究采用Bachmann等对藻型湖泊和草型湖泊定义,即草藻生物量干重之比大于100时被判定为草型清水稳态,小于1时被判定为藻型浊水稳态,比值在其他范围时被判定为过渡态^[18]。时间序列法是指通过对生态系统状态参数长期变化规律的分析找到明显的跃迁节点^[19];频数分布法是指通过观察状态参数的频数分布图来判断生态系统稳态^[20-21]。

1.3.5 数据分析与制图 制图采用ArcGIS软件,数据预处理在Excel中进行,水质综合指数计算在Matlab中进行,Spearman相关分析在SPSS中进行,滑动t检验、Pettitt检验和Mann-Kendall趋势检验在R语言中进行。生态系统状态参数与驱动参数之间的关系采用Spearman相关分析和回归分析的方法,洪湖总氮、总磷和浮游藻类叶绿素a的时间序列突变检测采用滑动t检验和Pettitt检验,其时间趋势检验采用Mann-Kendall趋势检验^[22]。本研究将洪湖水质和水生植被时空分布特征进行空间叠加分析,结合水环境状态参数的频数分布特征,判定洪湖稳态及其空间分布情况。

2 结果与讨论

2.1 水环境演化

根据水质综合指数和水质类别变化情况,洪湖湿地水环境演化过程主要可以分为5个重要阶段(图2):1990—2001年,洪湖水体整体上处于地表水Ⅱ类和Ⅲ类,水质综合指数值在2.08~2.97之间呈波动变化趋

势;2002—2005年,洪湖水环境质量下降,评价等级为地表水IV类水,水质综合指数呈显著上升趋势;2006—2008年,洪湖水质呈现好转趋势,全湖平均水质由上一阶段的IV类提高到III类;2009—2015年,随着洪湖围网养殖面积的增加和人类活动的持续影响,洪湖水质状况有进一步恶化的趋势,全湖平均水质类别基本上在III类和IV类之间波动变化;2016—2020年,洪湖水环境质量持续恶化,全年平均水质甚至达到地表水V类,现阶段洪湖面临着严峻的水环境污染防治压力。

综合洪湖水体富营养化元素的年际变化分析发现,洪湖湿地水环境演化可以进一步总结为3个主要时期,即1990—2001年“稳定期”,该时期洪湖水质较好,氮、磷污染水平较低,整体上满足地表水II类水限值;2002—2015年“发展期”,洪湖水质开始出现恶化,水体污染物浓度呈现波动上升趋势,污染物浓度在地表水III类和IV类水限值之间,这一时期的水污染问题加剧可能与洪湖大规模的围网养殖活动密切相关;2016—2020年“关键期”,该时期洪湖经历了流域性大洪水导致的生态系统破坏,同时伴随着全湖围网养殖拆除、退垸还湖工程对湿地生态系统的短期扰动。目前,洪湖水体氮、磷浓度持续升高,呈现出严重的富营养化趋势,该时期是洪湖生态系统发生稳态转换的关键时期。

2.2 沉水植物演化

2011—2020年洪湖沉水植物生物量和水体叶绿素a变化情况如图3所示。近10年来洪湖沉水植物生物量变化可以分为两个阶段,即2011年冬春连旱后沉水植物的逐渐恢复期和2016年流域性大洪水后沉水植物的衰退期,沉水植物生物量均值由2011年的 1787 g/m^2 增长到2015年的 4669 g/m^2 ,生物量提高了161%;2016年大洪水后至2020年洪湖沉水植物生物量下降到 1713 g/m^2 ,相比于2015年沉水植物生物量减少了63%。自2014年以来,洪湖水体叶绿素a浓度开始逐年升高且多年来都处于较高水平,从2014年的最低值 $8.0\text{ }\mu\text{g/L}$ 上升至2020年的 $18.8\text{ }\mu\text{g/L}$,通过对洪湖沉水植物生物量和水体叶绿素a浓度变化情况的分析,洪湖呈现出严重的富营养化趋势,2016年以后,洪湖可能进入“水质恶化—水生植物衰退—水质进一步恶化”的恶性循环之中。

2011—2020年洪湖湿地沉水植物多样性指数变化情况如图4所示。从整体上来看,2016年前后各多样性指数变异程度较高,2011—2015年期间多样性指数总体上高于2017—2020年。Margalef物种丰富度指数从2011年的0.779下降到2020年的0.532,降低32%;Shannon-Wiener多样性指数从2011年的1.139下降到2020年的0.467,降低59%;Simpson指数从2011年的0.618下降到2020年的0.249,降低60%;Pielou均匀度指数从2011年的0.494下降到2020年的0.264,降低46%。自2016年流域性大洪水之后,洪湖主要以菹草和

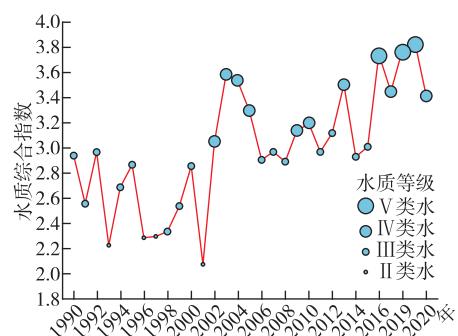


图2 洪湖1990—2020年以来水质综合指数及水质类别变化

Fig.2 Annual average water quality comprehensive indices and comprehensive grades of Lake Honghu from 1990 to 2020

大洪水后至2020年洪湖沉水植物生物量下降到 1713 g/m^2 ,相比于2015年沉水植物生物量减少了63%。自2014年以来,洪湖水体叶绿素a浓度开始逐年升高且多年来都处于较高水平,从2014年的最低值 $8.0\text{ }\mu\text{g/L}$ 上升至2020年的 $18.8\text{ }\mu\text{g/L}$,通过对洪湖沉水植物生物量和水体叶绿素a浓度变化情况的分析,洪湖呈现出严重的富营养化趋势,2016年以后,洪湖可能进入“水质恶化—水生植物衰退—水质进一步恶化”的恶性循环之中。

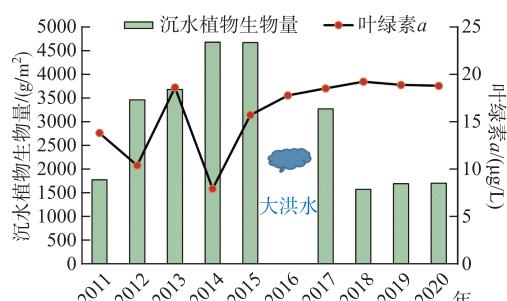


图3 洪湖2011—2020年以来沉水植物生物量及叶绿素a均值变化情况

Fig.3 Annual average vegetation biomass and chlorophyll-a of Lake Honghu from 2011 to 2020

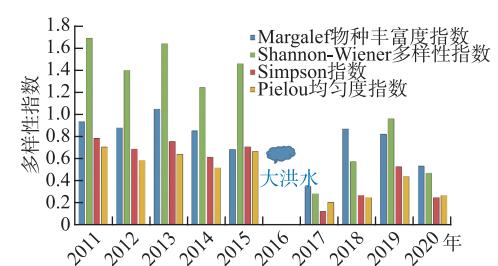


图4 洪湖2011—2020年以来沉水植物多样性指数变化

Fig.4 Annual average vegetation diversity index in Lake Honghu from 2011 to 2020

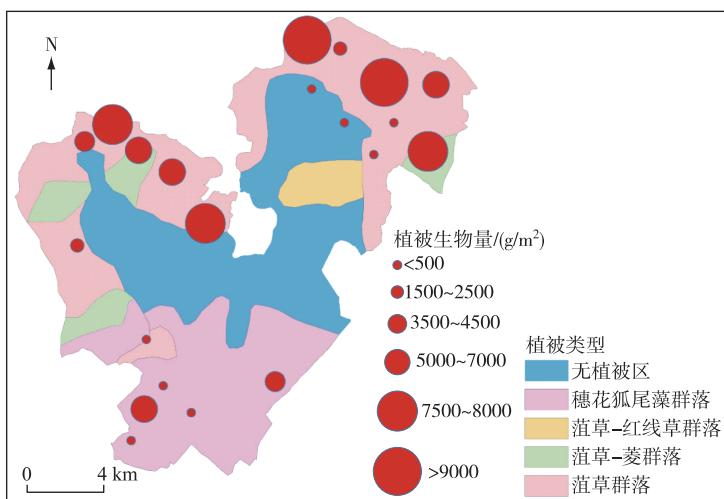


图 5 洪湖 2020 年 4 月沉水植物群落类型及生物量分布

Fig.5 Community types and biomass distribution of aquatic vegetation in Lake Honghu in April 2020

红线草为优势种,植物多样性较洪涝灾害前明显降低。2016年7月6—31日,受长江中下游流域强降雨影响,洪湖水位持续升高,连续26天平均水位达到3.8 m(洪湖多年平均水深仅为1.45 m),同时洪水将周边冲击性负荷带入湖内,导致该时期洪湖水质急剧恶化,透明度显著降低。持续的高水位、恶劣水质以及高温导致洪湖水生植被大面积腐烂死亡,而植物残骸留在湖内又进一步加剧了水体的恶化。2017年为近10年来洪湖沉水植物生长发育最差的年份,2020年水生植被多样性虽然较2017有所好转,但洪湖水生植被仍面临进一步退化的可能,恢复过程缓慢且艰难。

2020年洪湖湿地水生植物群落类型及生物量空间分布情况如图5所示。洪湖水生植物群落可划分为菹草群落、菹草—菱群落、菹草—红线草群落和穗花狐尾藻群落等4个主要植被群落类型,其中菹草群落和穗状狐尾藻群落分布最为广泛。菹草群落主要分布在洪湖的西北部(柳河口、汉沙河口、曾家墩一带)和东北部(下新河、太马湖、小港一带),在这些分布区域内零星夹杂着菹草—菱群落和菹草—红线草群落。而穗状狐尾藻群落主要分布在洪湖的中南部区域,几乎没有发现其他的伴生种。从植被生物量分布来看,洪湖滨岸区域水生植被生物量大于向湖心延展的区域,因为滨岸区域水深相对较低且受风浪影响较小;菹草群落生物量远大于其他群落生物量,但空间分布极不均匀,主要分布在东北北部和西北北部。

2.3 时间突变分析

滑动t检验结果表明,总氮浓度在时间序列上的突变点为2002、2006和2016年。而Pettitt检验出总氮浓度变化的第1个突变点在2002年前后,第2个突变点在2016年前后。因此,结合两种突变检验,本研究认为,1990—2020年间洪湖总氮浓度变化出现两次突变,分别发生在2002年左右和2016年左右。根据Mann-Kendall趋势检验分析,当统计检验Z值的绝对值分别大于1.29、1.64、2.32时,统计检验通过95%、95%和99%的显著性水平。因此,洪湖总氮浓度在时间变化上可以分为3个阶段:1990—2001年,洪湖水体总氮浓度呈上升趋势,平均浓度为0.498 mg/L;2002—2015年,总氮浓度逐年升高,平均浓度达到了1.224 mg/L;2016—2020年,洪湖水体总氮浓度继续升高,平均浓度为1.948 mg/L。

滑动t检验和Pettitt检验的突变分析结果表明,洪湖水体总磷浓度时间变化的突变点为2002和2011年。根据Mann-Kendall趋势检验,1990—2001年,洪湖水体总磷检验Z值为-1.44($P>0.05$);2002—2010年,总磷检验Z值为0.618($P<0.05$);2011—2020年,检验Z值为1.557($P<0.05$)。因此,本研究认为洪湖水体总磷浓度变化可以分为3个阶段:1990—2001年,洪湖水体总磷浓度没有显著的时间变化特征,平均浓度为0.039 mg/L;2001—2010年,总磷浓度呈上升趋势,平均浓度达到了0.071 mg/L;2011年是洪湖水体总磷浓度变化的突变点,2011年以后总磷浓度呈显著上升趋势,2011—2020年总磷平均浓度达到0.101 mg/L。

时间突变分析结果表明近30年来洪湖水质呈现不断恶化的趋势。总氮的时间突变点为2002和2016年,2001—2002年洪湖围网养殖强度剧增,洪湖总氮浓度升高;2016年洪湖遭遇流域性大洪水,水质进一步恶化,总氮浓度进一步升高。洪湖水体总磷浓度变化的时间突变点为2002和2011年,2002年是受洪湖围网养殖活动的影响,而2011年可能是受洪湖干旱的影响。

2.4 关键驱动因子阈值

稳态转换阈值判定的基本方法是基于水环境参数与生态系统状态之间的不连续变化特征找到突变点,而生态系统状态特征通常以水生植被生物量来判定^[8]。本研究已经基于空间叠加分析对有效数据进行了筛选,故将植被生物量转化为两个固定值进行表征,即有沉水植物且满足筛选条件的样点为清水稳态(赋值为1),无沉水植物的样点为浊水稳态或过渡态(赋值为-1)。

洪湖湿地不同生态系统状态下水体总氮和叶绿素a浓度没有显著性差异($P>0.05$),总氮和叶绿素a浓度的变化不是驱动洪湖稳态转换的关键因子;洪湖不同生态系统状态下水体总磷浓度呈现出显著性差异($P<0.05$),本研究结果进一步验证了总磷浓度的变化是驱动湖泊稳态转换发生的关键因子^[23-24]。2002—2010年洪湖总磷浓度均值为0.071 mg/L,2011—2020年为0.101 mg/L,由于湖泊稳态转化具有滞后性,结合时间突变分析结果,本研究推测洪湖稳态转换的关键时期是2002和2011年。

洪湖生态系统稳态转换的主要驱动因子是水体总磷浓度,清水态向浊水态转换的阈值为0.092 mg/L,浊水态向清水态转换的阈值为0.051 mg/L,发生正反向转化的总磷阈值不同(图6)。对于洪湖沉水植物恢复而言,若总磷浓度远高于0.092 mg/L,恢复沉水植物群落唯一的选择就是截污控源,降低水体总磷浓度;若总磷浓度在0.051~0.092 mg/L之间,则可采取生物操纵和水位调控等干预措施以实现不同稳态之间的跃迁;若总磷浓度低于0.051 mg/L,则应在消除沉水植物的非营养限制因子且沉积物种库储备充足的情况下,任由湖泊自组织恢复。

3 结论

- 1) 洪湖湿地水环境演化可以总结为3个时期:1990—2001年为“稳定期”,洪湖水体整体上处于地表水Ⅱ类和Ⅲ类;2002—2015年为“发展期”,洪湖水质开始出现恶化,主要污染物浓度在地表水Ⅲ类和Ⅳ类限值之间;2016—2020年为“关键期”,洪湖水生植物特别是沉水植物面积衰退,呈现出严重的富营养化趋势,是洪湖稳态转换发生的关键节点。
- 2) 2016年以来,洪湖呈现出“水质恶化与水生植被衰退”的恶性循环。近10年来,洪湖水体叶绿素a浓度呈上升趋势,从2014年的最低值8.0 μg/L上升至2020年的18.8 μg/L。目前,洪湖沉水植物恢复缓慢,物种多样性低且群落分布极不均匀。
- 3) 时间突变分析结果表明近30年来洪湖水质呈现不断恶化的趋势,总氮的时间突变点为2002和2016年;洪湖水体总磷浓度变化的时间突变点为2002和2011年。
- 4) 总磷是洪湖湿地稳态转换的关键驱动因子,清水态向浊水态转换的总磷阈值为0.092 mg/L,浊水态向清水态转换的总磷阈值为0.051 mg/L。对于洪湖沉水植物恢复而言,要先控制总磷浓度,然后采取生物操纵和水位调控等干预措施以实现不同稳态之间的跃迁。

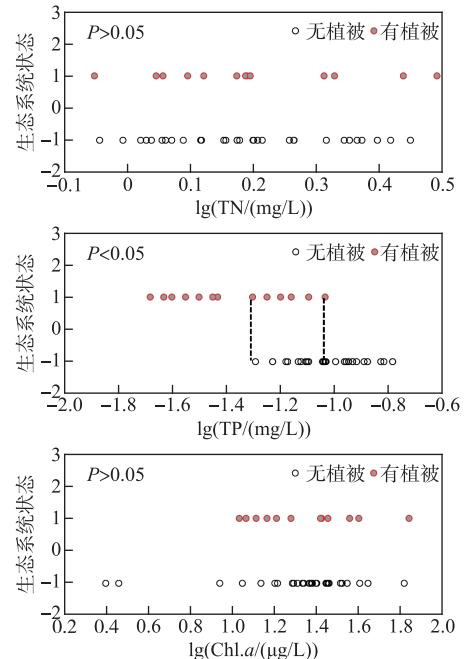


图6 洪湖水环境参数与生态系统状态之间的相关关系

Fig.6 Relationship between environmental parameters and ecosystem state

4 参考文献

- [1] Dong YF, Zheng WX, Zhang CX et al. Temporal and spatial differences of lake ecosystem regime shift in China. *J Lake Sci*, 2021, 33(4): 992-1005. DOI: 10.18307/2021.0403. [董一凡, 郑文秀, 张晨雪等. 中国湖泊生态系统突变时空差异. 湖泊科学, 2021, 33(4): 992-1005.]
- [2] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA et al. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413(6856): 591-596. DOI: 10.1038/35098000.
- [3] Zhang XX, Yu RH, Zhang YJ et al. Progress in research of regime shift model PCLake for shallow lakes. *Water Resources Protection*, 2017, 33(3): 19-24. [张笑欣, 于瑞宏, 张宇瑾等. 浅水湖泊稳态转换模型 PCLake 研究进展. 水资源保护, 2017, 33(3): 19-24.]
- [4] Scheffer M, Jeppesen E. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 1-3. DOI: 10.1007/s10021-006-9002-y.
- [5] Janssen ABC, de Jager VCL, Janse JH et al. Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: Implications for Lake Taihu (China). *Water Research*, 2017, 119: 276-287. DOI: 10.1016/j.watres.2017.04.045.
- [6] Hu W, Li CH, Ye C et al. Research progress on ecological model in the field of water eutrophication. *Research of Environmental Sciences*, 2020, 33(2): 349-362. [胡文, 李春华, 叶春等. 生态模型在水体富营养化研究领域的应用进展. 环境科学研究, 2020, 33(2): 349-362.]
- [7] Collie JS, Richardson K, Steele JH. Regime shifts: Can ecological theory illuminate the mechanisms? *Progress in Oceanography*, 2004, 60(2/3/4): 281-302. DOI: 10.1016/j.pocean.2004.02.013.
- [8] Wang HJ, Wang HZ, Liang XM et al. Total phosphorus thresholds for regime shifts are nearly equal in subtropical and temperate shallow lakes with moderate depths and areas. *Freshwater Biology*, 2014, 59(8): 1659-1671. DOI: 10.1111/fwb.12372.
- [9] Zhang YY, Cai XB, Yang C et al. Driving force analysis of landscape pattern changes in Honghu Wetland Nature Reserve in recent 40 years. *J Lake Sci*, 2019, 31(1): 171-182. DOI: 10.18307/2019.0116. [张莹莹, 蔡晓斌, 杨超等. 1974—2017 年洪湖湿地自然保护区景观格局演变及驱动力分析. 湖泊科学, 2019, 31(1): 171-182.]
- [10] Li EH, Yang C, Cai XB et al. Plant diversity and protection measures in Honghu wetland. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30(3): 623-635. [厉恩华, 杨超, 蔡晓斌等. 洪湖湿地植物多样性与保护对策. 长江流域资源与环境, 2021, 30(3): 623-635.]
- [11] Qin BQ. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. *J Lake Sci*, 2002, 14(3): 193-202. DOI: 10.18307/2002.0301. [秦伯强. 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, 2002, 14(3): 193-202.]
- [12] Wang HZ, Liu XQ, Wang HJ. The Yangtze River-floodplain ecosystem: Multiple threats and holistic conservation. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, 43(S1): 157-182. [王洪铸, 刘学勤, 王海军. 长江河流-泛滥平原生态系统面临的威胁与整体保护对策. 水生生物学报, 2019, 43(S1): 157-182.]
- [13] Zhu GW, Yang HW, Wu TF et al. Shallow lake physical-ecological process modeling platform (LAMP). *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2021, 36(9): 1098-1107, 1123. [朱广伟, 杨宏伟, 吴挺峰等. 浅水湖泊物理-生态过程模拟平台(湖泊模拟平台). 中国科学院院刊, 2021, 36(9): 1098-1107, 1123.]
- [14] Qin BQ. Principles and approach for lake ecological restoration. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(11): 4848-4858. [秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现. 生态学报, 2007, 27(11): 4848-4858.]
- [15] Shi XX, Xia J. Grey mode identification model for water environmental quality assessment and its application. *China Environmental Science*, 1997, 17(2): 127-130. [史晓新, 夏军. 水环境质量评价灰色模式识别模型及应用. 中国环境科学, 1997, 17(2): 127-130.]
- [16] 张婷. 洪湖水环境变化过程及其与沉水植被响应关系研究[学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- [17] Chen HD. Structure and dynamics of macrophyte communities in Lake Donghu, Wuhan. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1980, 11(3): 275-284. [陈洪达. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构和动态. 海洋与湖沼, 1980, 11(3): 275-284.]
- [18] Bachmann RW, Horsburgh CA, Hoyer MV et al. Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. *Hydrobiologia*, 2002, 470(1/2/3): 219-234. DOI: 10.1023/A:1015660922494.
- [19] Blindow I, Andersson G, Hargeby A et al. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 1993, 30(1): 159-167. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00796.x.
- [20] Scheffer M, Rinaldi S, Gragnani A et al. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 1997, 78(1): 272-282. DOI: 10.1890/0012-9658(1997)078[0272:otdofc]2.0.co;2.
- [21] Scheffer M, Szabo S, Gragnani A et al. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2003, 100(7): 4040-4045. DOI: 10.1073/pnas.0737918100.
- [22] 马雨. 大型浅水湖泊生态系统的多态性与稳态转换研究——以太湖为例[学位论文]. 大连: 大连海洋大学, 2021.
- [23] Li YZ, Liu Y, Zhao L et al. Survey on threshold detection methods of regime shift in shallow lake ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(11): 3280-3290. [李玉照, 刘永, 赵磊等. 浅水湖泊生态系统稳态转换的阈值判定方法. 生态学报, 2013, 33(11): 3280-3290.]
- [24] Wang HJ, Wang HZ, Pan BZ et al. Variations of algal and non-algal turbidity among the Yangtze subtropical shallow lakes. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2017, 41(2): 414-419. DOI: 10.7541/2017.51. [王海军, 王洪铸, 潘保柱等. 长江亚热带浅水湖群藻类浊度与非藻类浊度的变异规律. 水生生物学报, 2017, 41(2): 414-419.]