水保监测与应用技术

湖北省保安湖水体营养状态监测与分析

徐晓辉，刘 慧，王为木，陈佳欣，夏继红
（河海大学 农业科学与工程学院，江苏 南京 211100）

摘 要：［目的］探究湖北省保安湖水体营养状态时空特征，分析影响湖泊水体叶绿素 a 的主要影响因子，为其生态修复与保护提供科学依据。［方法］在湖区设置监测点位，于 2019—2021 年进行取样监测分析，并运用综合营养状态指数（TLI）评价湖区的营养状态。采用空间自相关分析对保安湖营养状态的空间相关性与聚集程度进行研究。通过 Logit 模型分析叶绿素 a 浓度变化的关键水环境影响因子。［结果］保安湖 TLI 变化范围为 47.25～55.86，营养状态在中营养和轻度富营养间波动。湖区营养状态整体呈现显著的正空间自相关关系，其 Global Moran's I 分别为 0.46，0.93，0.60，0.31，0.60 和 0.62。主体湖南部是 TLI 的热点（高/高集聚）区域（$p<0.01$），扁担塘湖区是 TLI 的冷点（低/低集聚）区域（$p<0.01$）。影响叶绿素 a 浓度变化的主要水环境因子排序为：透明度＞TP＞pH 值＞COD_{Mn}＞水深＞DO，均与叶绿素 a 浓度有显著相关性。［结论］湖区水体营养状态良好。流域内应通过控制农田水土流失及养殖业面源污染，加强入湖河道治理等方式减少外源磷输入，采用生态水位调控和修复水生植被等措施来进一步改善水体营养状态。

关键词：保安湖；营养状态；时空特征；叶绿素 a 浓度；影响因子

文献标识码：A　　**文章编号：**1000-288X(2022)04-0116-08　　**中图分类号：**X832

文献参数：徐晓辉，刘慧，王为木，等.湖北省保安湖水体营养状态监测与分析[J].水土保持通报，2022，42(4)：116-123.DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2022.04.015；Xu Xiaohui，Liu Hui，Wang Weimu，et al. Monitoring and analysis on eutrophication status in Baoan Lake of Hubei Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2022，42(4)：116-123.

Monitoring and Analysis on Eutrophication Status in Baoan Lake of Hubei Province

Xu Xiaohui，Liu Hui，Wang Weimu，Chen Jiaxin，Xia Jihong
(*College of Agricultural Science and Engineering*，*Hohai University*，*Nanjing*，*Jiangsu* 211100，*China*)

Abstract：［Objective］The spatio-temporal characteristics of the eutrophication status in Baoan Lake，and the key water environmental impact factors were studied in order to provide a basis for ecological restoration and protection.［Methods］Monitoring sites were set up in Baoan Lake. Sampling and monitoring were conducted from 2019 to 2021. The trophic state index (TLI) was introduced to evaluate the nutritional status of the lake，and spatial autocorrelation analysis was used to study the spatial correlation and aggregation degree of eutrophication in Baoan Lake. The main water environmental impact factors of chlorophyll a concentration were analyzed by a logit model.［Results］The nutrient status of Baoan Lake fluctuated between mesotrophic and slightly eutrophic，and the range of TLI was 47.25～55.86. The eutrophication level of Baoan Lake showed significant spatial autocorrelation，with Global Moran's I values of 0.46，0.93，0.60，0.31，0.60，and 0.62. The southern areas of the main boady of Baoan Lake were the hot spots (high/high concentration) for lake eutrophication level ($p<0.01$)，and Biandantang lake area was the cold spot (low/low concentration) for lake eutrophication level ($p<0.01$). The main water environmental factors affecting the change of chlorophyll a concentration were transparency ＞ TP ＞ pH value ＞ COD_{Mn}＞ water depth ＞ DO，which were significantly correlated with chlorophyll a concentration.［Conclusion］The eutrophication status of

收稿日期：2022-02-06　　**修回日期：**2022-04-04
资助项目：国家重点研发计划项目“生态灾害对渔业生境和生物多样性的影响及其预测评估”(2018YFD0900805)
第一作者：徐晓辉(1996—)，男(汉族)，江苏省无锡市人，硕士研究生，研究方向为农业水土环境。Email：18761500780@163.com。
通讯作者：刘慧(1972—)，女(汉族)，山东省烟台市人，博士，副教授，硕士生导师，主要从事环境污染生态效应研究。Email：liuhui@hhu.edu.cn。

Baoan Lake water is good. Further improvement in the water nutritional status of Baoan Lake can be achieved by controlling the agricultural non-point source pollution, strengthening the management of rivers, regulating water level, recovering aquatic vegetation, and so on.

Keywords: Baoan Lake; eutrophication; spatio-temporal characteristics; Chl.a concentration; impact factors

湖泊是地表水资源的重要载体，不仅为人类提供淡水资源，而且在维护区域生态与环境功能方面发挥着重要作用[1]。然而，在自然演变和人为活动的双重影响下，全球大部分湖泊面临着面积萎缩、水体富营养化、生物多样性降低等多重生态环境问题，进而导致生态系统结构和功能遭到破坏或退化，制约着社会经济可持续发展[2-3]。保安湖是长江中下游地区典型的浅水草型湖泊，具有防洪、灌溉、饮用水供给、生物多样性维持和旅游等多重功能，在湖北省国民经济和社会发展中发挥着重要作用[4]。由于日益发达的工农业及水产养殖业蓄积大量营养元素通过土壤侵蚀和地表径流进入保安湖，导致湖泊水质恶化、富营养化、生物多样性减少正威胁着保安湖的生态安全[4-5]。以往针对保安湖水生态环境已经开展了一些研究，主要集中在水质调查评价、沉积物营养盐和重金属污染，以及浮游植物群落特征等方面[6-10]。根据 2005—2016 年湖北省生态环境公报数据显示[11]，保安湖水质发生阶段性改变。2005—2009 年水质为Ⅳ类，呈有机物污染和富营养化特征，2010—2012 年水质为Ⅲ类，有所改善，2013—2016 年水质为Ⅳ类，污染再次加重；湖泊水体长期处于富营养状态。近年来，国家对湖泊水环境治理力度不断加大，自 2017 年起保安湖正式推行河湖长制，加大了污染治理力度，开展了退渔还湖和生态修复治理，有效减少了入湖污染物排放量，保安湖恢复到Ⅲ类水质和轻度富营养状态[11]。虽然保安湖水质呈现改善的趋势，但是目前仍然处于轻度富营养状态，需要进一步采取措施恢复良好的生态系统。为此，本文基于 2019—2021 年保安湖水质监测数据，分析保安湖 2019—2021 年营养状态变化特征，研究水体叶绿素 a 浓度与水环境因子的关系，以期为保安湖水生态环境治理和保护提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

保安湖（30°12′—30°18′N，114°39′—114°46′E）位于湖北省大冶市西北部，地处长江中下游江汉平原东部边缘部位，属梁子湖水系。保安湖流域面积 245 km^2，其中湖水平均面积 39.3 km^2，平均水深为 2.27 m。流域内气候属亚热带季风气候，全年平均气温16.8 ℃，多年平均降水量 1 283 mm，降雨多集中在 4—9 月。保安湖水流自南向北，水源主要来自地表径流，接纳南面的东港、西港，东南面的还地桥港和东北面的三八港等地表径流来水。流域内水田集中在东港、西港和还地桥港流域，鱼塘主要分布在保安湖周围。湖区内的扁担塘、桥墩湖与主体湖之间有透水坝阻隔，但仍有水道与主体湖相通，保持一定的水循环。本研究将保安湖湖区分为 4 个区域，分别为扁担塘、肖四海、桥墩湖和主体湖，其位置如图 1 所示。

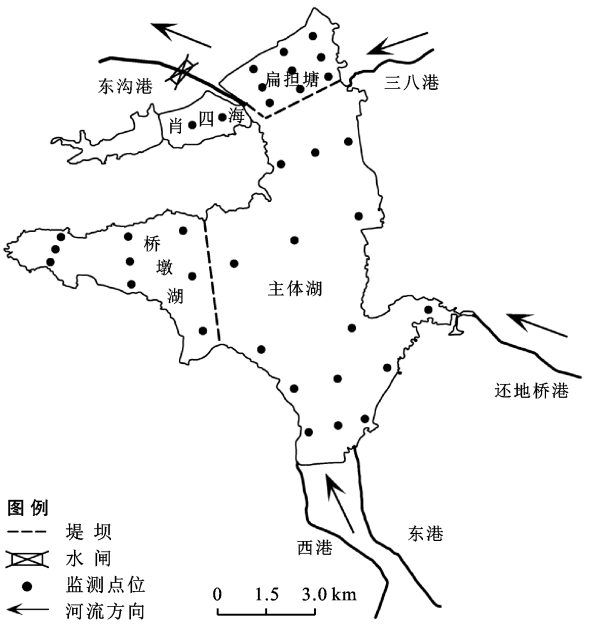

图 1　保安湖湖区及监测点分布

1.2　野外采样及监测分析

根据保安湖的水文情势变化周期，分别于 2019—2021 年丰水期（7 或 8 月）、平水期（10 月）和枯水期（1 月）在保安湖开展野外监测及采样（图 1），以 2019 年 7 月、10 月和 2020 年 1 月代表 2019—2020 年度，以 2020 年 8 月、10 月和 2021 年 1 月代表 2020—2021 年度。每个监测点以水下 1 m 处为第 1 层，每隔 1 m 采集水样，现场采样时使用测深锤确定监测点的水深（H），通过黑白塞氏盘（Secchi disc）进行透明度（SD）的测定，使用 HACH 多功能水质分析仪（Hydrolab DS5X 型）测定叶绿素 a（Chl.a）、电导率（Cond）、pH 值、水温（WT）、氧化还原电位（ORP）、浊度（Tur）和溶解氧（DO）。采集的水样冷藏后带回实验室用于总磷（TP）、总氮（TN）以及高锰酸盐指数

(COD_{Mn})的测定，TP，TN 浓度分别采用钼酸铵分光光度法和碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法测定，高锰酸盐指数采用酸性高锰酸钾氧化法测定。各监测点各指标取多层水样的算术平均值代表。

1.3 研究方法

1.3.1 综合营养状态指数法 为评价 2019—2021 年保安湖水体营养状态，采用《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》(中国环境监测总站，总站生字[2001]090 号)[12]中的综合营养状态指数法计算保安湖及各湖区的综合营养状态指数(TLI)，计算采用 Chl.a，TP，TN，SD，COD_{Mn}参数法，各因子的相应贡献权重分别为 0.267，0.188，0.179，0.183 和 0.183，计算公式为：

$$\mathrm{TLI}(\sum)=\sum_{j=1}^{m}W_j\cdot\mathrm{TLI}(j) \tag{1}$$

$$W_j=\frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^{m}r_{ij}^2} \tag{2}$$

式中：TLI(∑)为综合营养状态指数；TLI(j)为第 j 种参数的营养状态指数；W_j 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重；r_{ij} 为第 j 种参数与基准参数 Chl.a 的相关系数；m 为评价参数的个数；Chl.a 单位为(mg/m^3)；SD 单位为(m)，其余指标的单位均为(mg/L)。

营养状态具体划分标准如下：TLI(∑)<30 为贫营养，30≤TLI(∑)≤50 为中营养，50<TLI(∑)≤60 为轻度富营养，60<TLI(∑)≤70 为中度富营养，TLI(∑)>70 为重度富营养。在同一营养状态下，指数值越高，其营养程度越重[12]。

1.3.2 方差分析 方差分析是一种假设检验，用于两个及以上样本均数差别的显著性检验，其基本原理是将全部观测数据的总变异分解为组间变异和组内变异，如果组间变异远远大于组内变异，则认为控制因素对因变量产生了影响[13]。本研究分别以不同水文情势和不同湖区为控制因素，采用方差分析识别保安湖不同水文情势、不同湖区水体营养状态的时空差异。

1.3.3 空间自相关分析 空间自相关是指研究对象和其空间位置之间存在的相关，分为正相关和负相关，正相关表明属性值随着空间分布位置(距离)的聚集，相关性越发显著的趋势，负相关则相反[14]。具体可分为两种分析角度。一种为全局自相关，是对整个区域属性值空间特征的描述；另一种为局部自相关，可用于探索集聚中心的空间位置。本研究选取的测度指标分别是 Global Moran's I 以及 Local Moran's I。

(1) Global Moran's I 指数的计算公式为：

$$I=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}W_{ij}(x_i-\bar{x})(x_j-\bar{x})}{s^2\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}W_{ij}} \tag{3}$$

$$s^2=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2 \tag{4}$$

式中：n 是空间单元数目；x_i，x_j 表示空间单元 i 和 j 的属性值；W_{ij}是空间权重系数矩阵。Moran's I 取值范围为[−1，1]。$I>0$ 时，表示空间正相关；$I<0$ 时，表示空间负相关；$I=0$ 时，表示空间呈随机性。可用标准化统计量 Z 来表征空间自相关的显著性，计算公式为：

$$Z=\frac{1-E(I)}{\sqrt{\mathrm{var}(I)}} \tag{5}$$

式中：$E(I)$为 I 的期望值；var(I)为 I 的方差。在显著性为 0.05 水平下，$Z>1.96$(或者 $p<0.05$)表示该区域的空间自相关是显著的。

(2) Local Moran's I 指数的计算公式为：

$$I_i=\frac{n(x_i-\bar{x})\sum_{j=1}^{n}W_{ij}(x_j-\bar{x})}{\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2} \tag{6}$$

根据 I_i、$(x_i-\bar{x})$与显著性检验结果，可以将第 i 个空间单元与周边单元属性值的相关性分为 5 种类型，分别是高值中心且周围被高值区域包围，属于热点(即高/高集聚)，低值中心且周围被低值区域包围，属于冷点(即低/低集聚)，高/低集聚，低/高集聚，集聚不显著。

1.3.4 叶绿素 a 浓度影响因子模型 保安湖叶绿素 a 浓度的水环境影响因子采用非线性概率 Logit 模型进行研究，将叶绿素 a 浓度作为因变量，以 2019—2021 年监测的叶绿素 a 浓度均值作为标准，对叶绿素 a 浓度进行离散，其中监测点叶绿素 a 浓度大于均值表示水体营养水平较高，取值为“1”，叶绿素 a 浓度小于均值则表示水体富营养化水平较低，取值为“0”，其余各水环境影响因子作为自变量建立模型。通过模型边际效应分析，计算各水环境影响因子变化时相应因变量的响应概率，进而分析各水环境影响因子对湖泊 Chl.a 浓度的影响程度[15]。Logit 模型是二元离散选择模型，模型估计采用最大似然法估计，模型表达式为：

$$\ln\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right)=X_i^*\cdot\beta \tag{7}$$

式中：P_i 为因变量取值为 1 时的概率；X_i^* 为自变量；β 为自变量的回归系数。

1.3.5 相关性分析 采用 IBM SPSS Statistics 20 统计软件进行 Pearson 系数相关性分析。

2　结果与分析

2.1　保安湖水体营养状态时间特征

从长时间序列数据评价结果看，1987 年和 1992—1993 年保安湖处于较低的中营养状态（表 1），2011 年 9 月 TLI 上升到 59.80，接近中度富营养状态，之后，随着多年的治理与保护，水体营养状态逐渐改善，2019—2021 年保安湖营养状态总体保持在中营养状态。与 20 世纪 80—90 年代相比，保安湖水体 TN 与 COD_{Mn} 浓度年际间变化不大；而叶绿素 a 和 TP 呈现明显的增加趋势，透明度则明显降低，说明保安湖水体 TLI 变化最主要是受叶绿素 a，TP 浓度上升和 SD 下降的影响。浮游植物的生长是富营养化的关键过程，而水体叶绿素 a 是表征浮游植物生物量和指示湖泊富营养化程度的一个重要指标，在富营养化湖泊中，叶绿素 a 浓度直接与浮游植物生物量相对应[6]，因此有必要研究叶绿素 a 浓度变化的影响因子。

表 1　保安湖多年水质指标和综合营养状态指数变化过程

年 份	叶绿素 a/(mg·m^{-3})	TP/(mg·L^{-1})	TN/(mg·L^{-1})	SD/m	COD_{Mn}/(mg·L^{-1})	TLI
1987[16]	2.13	0.018	0.68	1.50	3.02	36.44
1992—1993[17]	3.75	0.036	1.39	1.48	3.60	43.27
2001—2008[18]	—	0.123	0.73	—	—	—
2006—2004[7]	96.89	0.160	—	—	—	—
2011—2009[6]	58.42	0.077	0.80	0.45	7.71	59.80
2013[8]	50.15	0.053	1.19	0.51	3.30	54.80
2019—2020	15.61	0.068	1.31	0.47	4.35	51.86
2020—2021	19.39	0.070	0.72	0.50	3.43	50.69

注：1992—1993 年数据为 1992 年 3 月至 1993 年 2 月 12 个月的均值，2013 年为夏秋两季数据均值。TP，TN，SD，COD_{Mn}，TLI 分别为总磷、总氮、透明度、高锰酸钾盐指数和综合营养状态指数。下同。

如图 2 所示，2019—2021 年保安湖水体营养状态在中营养和轻度富营养间波动。

TLI 在 2019 年 10 月最高，为 55.86，在 2020 年 1 月最低，为 47.25，2019—2020 年和 2020—2021 年 TLI 分别为 51.86 和 50.69，水体营养状态逐渐转好。从不同水文情势期来看，2019—2020 年丰水期、平水期和枯水期 TLI 差异显著（$p<0.05$），平水期 TLI 显著高于丰水期和枯水期，而丰水期显著高于枯水期；2020—2021 年丰水期 TLI 显著高于平水期和枯水期（$p<0.05$）。总体上，2019—2021 年丰水期、平水期 TLI 与枯水期差异显著（$p<0.05$），丰水期和平水期 TLI 整体略偏向于轻度富营养，分别为 52.61 和52.36，枯水期营养状态明显转好，TLI 为 48.86。

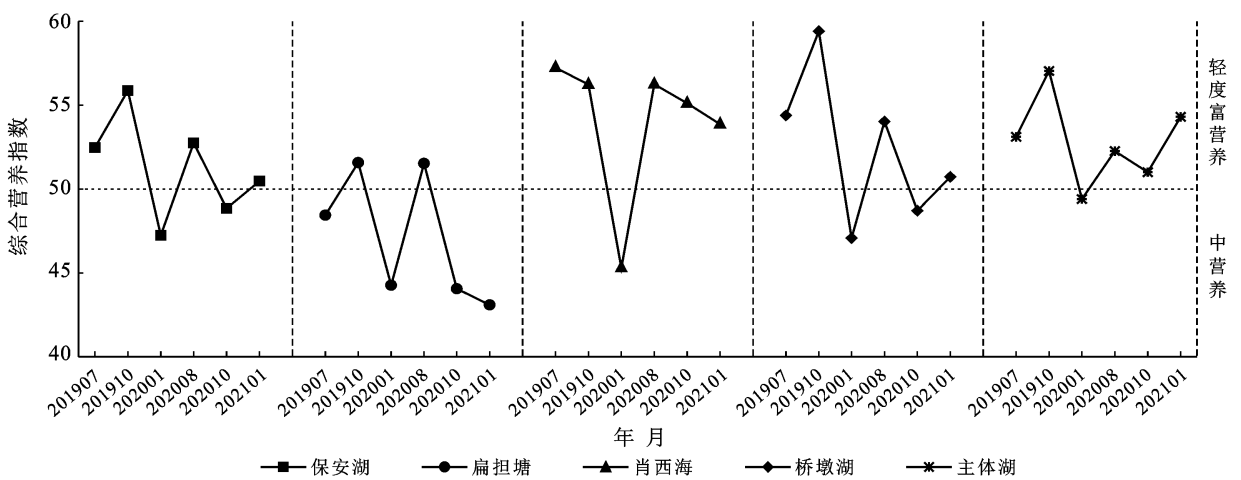

图 2　保安湖及各湖区 2019—2021 年富营养状态的变化过程

2.2　保安湖水体营养状态空间特征

空间分布上，扁担塘的水体营养状态明显好于其他 3 个湖区，而肖四海、桥墩湖和主体湖之间无显著差异。全局空间自相关分析结果表明，2019—2021

年保安湖综合营养状态指数的 Global Moran's I 分别为 0.46,0.93,0.60,0.31,0.60 和 0.62,说明保安湖富营养化水平呈显著的正空间自相关($p<0.01$),各监测点的 TLI 趋于空间聚集,反映出湖内虽然有分割,但湖区富营养化水平空间结构性仍然明显,影响营养状态的因素如水体理化性质和气候条件等相近[14]。根据 95%置信度双侧检验量划分冷热点空间分布(图 3),在定期监测分析过程中,除 2019 年 7 月全湖没有热点存在外,综合营养状态指数热点区域主要分布在主体湖南部;扁担塘湖区为综合营养状态指数的冷点区域,水体长期处于中营养状态,这也与方差分析的结果相一致。

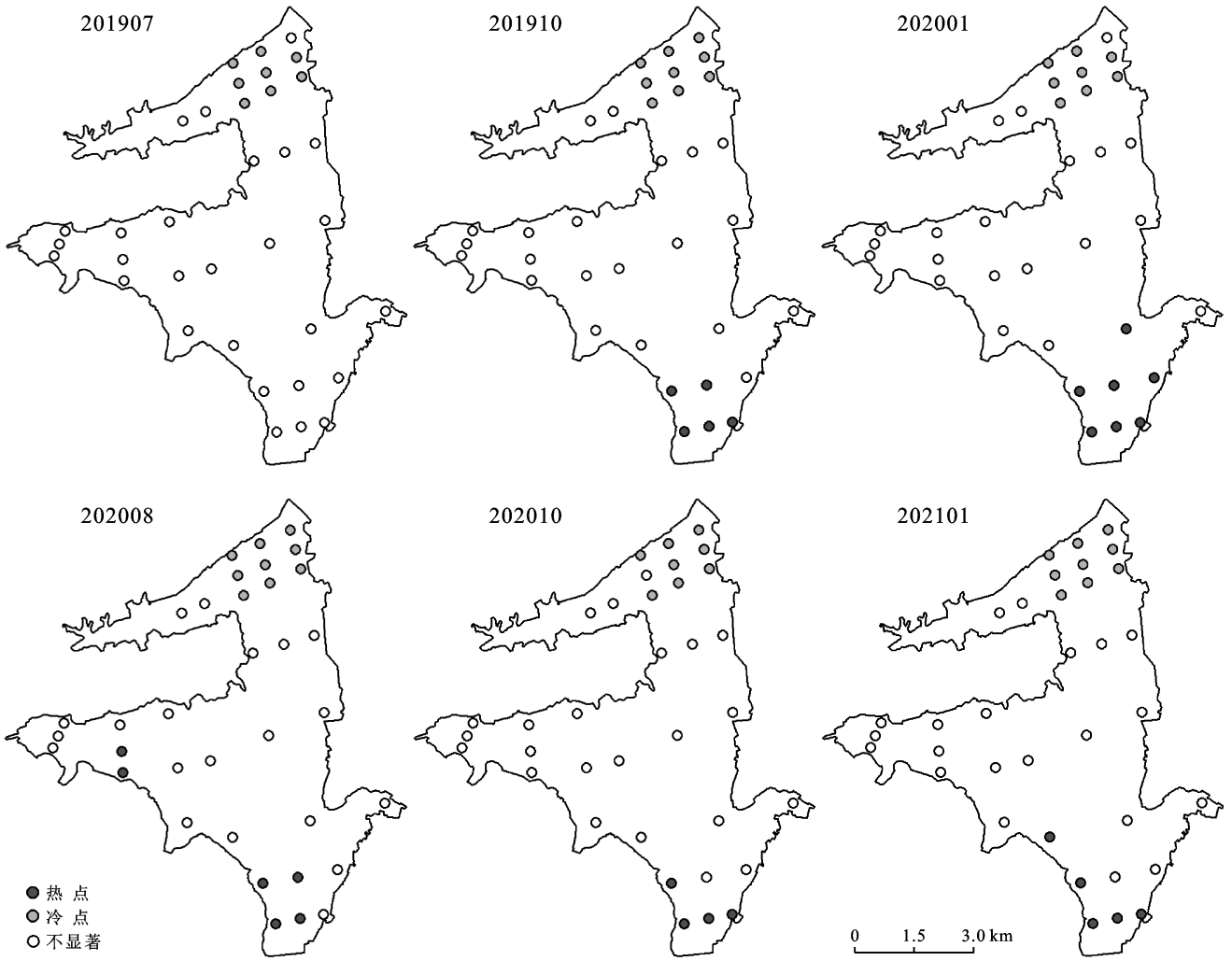

图 3 保安湖 2019—2021 年综合营养状态指数热点分布

2.3 保安湖叶绿素 a 浓度的主要影响因子

通过 Logit 模型建立保安湖叶绿素 a 浓度影响因子模型,建模结果为:

$$\ln\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right)=X_i^* \cdot \beta \tag{8}$$

式中:$X_i^* \cdot \beta = -22.081 - 4.970\mathrm{SD} + 3.438\mathrm{TP} + 1.318\mathrm{pH} + 1.023\mathrm{COD_{Mn}} + 0.903H + 0.445\mathrm{DO} - 0.112\mathrm{TN} + 0.086\mathrm{WT} + 0.058\mathrm{Tur} - 0.046\mathrm{TN/TP} + 0.024\mathrm{ORP} - 0.016\mathrm{Cond}$。$P_i$ 表示湖泊水体叶绿素 a 浓度较高时的概率。

对 Logit 模型进行检验,拟合优度为 0.529 8,拟合结果较好,LR-statistic 检验值为 144.56,表明模型总体显著。

由表 2 可知,Logit 模型各影响因子响应概率的大小顺序为:SD>TP>pH 值>$\mathrm{COD_{Mn}}$>H>DO>TN>WT>Tur>TN/TP>ORP>Cond。由响应概率的大小可知,SD 的响应概率为 50.91%,对保安湖水体叶绿素 a 浓度的影响最大,TP 的响应概率为 35.21%,对叶绿素 a 浓度的影响较大,pH 和 $\mathrm{COD_{Mn}}$ 的响应概率分别为 13.50%和 10.47%,对叶绿素 a 浓度的影响次之,H 和 DO 的响应概率分别为 9.25%和 4.55%,对叶绿素 a 浓度也有一定影响。相关性分析结果表明(表 3),2019—2021 年保安湖水体叶绿素 a 浓度与 TP 浓度,pH 值,$\mathrm{COD_{Mn}}$,水深呈显著正相

关,与 SD,DO 浓度,TN 浓度和 TN/TP 呈显著负相关。水温通过改变浮游植物酶促反应速率间接对光能和营养盐的获取、利用产生影响,进而影响浮游植物生产力[19],浊度的意义是在光线通过水样后,由于水中颗粒的遮拦或散射而使光强发生变化,影响浮游植物的光合作用[20],氧化还原电位反映了水溶液中所有物质表现出来的宏观氧化还原性,对环境中营养盐的迁移转化具有重要影响[21],电导率体现了水体中营养盐的含量,被认为是驱动浮游藻类群落演替的主要环境因子之一[22]。在本研究中水温、浊度、氧化还原电位和电导率的响应概率较低,对保安湖水体富营养化产生的影响较弱。

表 2　Logit 模型影响因子的响应概率

环境因子	SD	TP	pH	COD_{Mn}	*H*	DO	TN	WT	Tur	TN/TP	ORP	Cond
响应概率/%	50.91	35.21	13.5	10.47	9.25	4.55	1.55	0.88	0.6	0.47	0.25	0.16

表 3　保安湖 2019—2021 年水体 Chl.a 浓度与水环境因子的相关矩阵

项 目	SD	TP	pH	COD_{Mn}	*H*	DO	TN	TN/TP
TP	−0.299**							
pH	−0.097	−0.117						
COD_{Mn}	−0.241**	0.242**	−0.189**					
H	−0.002	0.007	0.300**	−0.239**				
DO	0.178*	−0.114	0.261**	−0.079	−0.460**			
TN	0.007	0.120	−0.331**	0.137	−0.430**	0.234**		
TN/TP	0.177*	−0.366**	−0.237**	0.003	−0.340**	0.222**	0.479**	
Chl.a	−0.492**	0.376**	0.233**	0.380**	0.255**	−0.194**	−0.361**	−0.463**

注:**表示在 0.01 水平(双侧),相关性显著;*表示在 0.05 水平(双侧),相关性显著。

3　讨 论

3.1　保安湖水体营养状态特征分析

自 2010 年以来,管理部门在湖区内拆除围栏、围网,取缔商业养殖,在流域内关停多家涉污企业,建立污水处理厂,加强非法排污口的打击、封堵,对出入湖河流清淤、建立生态护坡,有效减少了污染源,入湖港渠水营养盐含量已达到较低水平,湖区内营养状态逐渐转好。但水田是东港和西港流域内主要的土地利用类型,传统的耕作、施肥方式造成水土流失严重,其入湖港渠水的营养盐含量相比湖水仍相对较高。根据 2019—2021 年东港、西港水体的监测,东港 TP,TN 和 COD_{Mn}浓度分别为 0.087±0.063 mg/L,1.70±1.42 mg/L 和 4.31±1.36 mg/L,西港 TP,TN 和 COD_{Mn}浓度分别为 0.136±0.122 mg/L,2.79±2.30 mg/L和4.94±1.22 mg/L,造成主体湖南部区域水体营养状态较高。建议实施更为高效的控源截污等策略,减少入湖水体中的污染物含量。由于水体的流动自净能力,主体湖的北部聚集程度下降,营养状态明显好转。扁担塘湖区无点源污染,面源污染较少;由于湖区围堤存在,既阻拦了主体湖来水,又减小了风浪扰动引起的内源污染物释放;并且在扁担塘试点进行的生态修复项目使得沉水植物逐年恢复,水质明显改善。

3.2　氮、磷与营养状态的关系

经典湖沼学认为,磷、氮是湖泊富营养化风险的重要促发因素[3],然而,就 2019—2021 年监测分析结果来看,TN 对保安湖叶绿素 a 浓度的影响较小,响应概率仅为 1.15%,叶绿素 a 与 TN 之间呈显著的负相关关系,可能与水体中藻类的快速吸收利用有关,也与浅水湖泊生态系统中反硝化脱氮速率随温度升高而提高有关[23]。在本研究中,叶绿素 a 浓度与 TP 浓度呈显著正相关。相关研究表明富营养化的实质是 TP 过高导致的浮游植物过度生长,使得浅水湖泊从沉水植物为优势的清水态转换为以浮游植物为优势的浑水态[24]。在中等水深和中等面积的浅水湖泊中,TP 低于 0.04～0.06 mg/L 为清水稳态,高于 0.08～0.12 mg/L时为浊水稳态,中等磷浓度时存在两种状态[25]。保安湖 1987 年和 1992—1993 年水体 TP 浓度低于 0.04 mg/L,叶绿素 a 浓度较低,SD 平均为 1.5 m左右,水体仍是以沉水植物为优势的清水态,而当 TP 浓度升高后,叶绿素 a 浓度随之升高,SD 一直保持在 0.5 m 左右,水体转为浑水态,所以 TP 浓度是导致保安湖浮游植物生长的主要因素,这也与孟睿、刘梅芳等[6-7]的研究结果一致。Li 等[26]在保安湖开

展的一系列长时间的中宇宙试验和全系统试验证明了减氮不能控制浮游植物总量,仅控磷就可控制富营养化,王洪铸和王海军等[25,27]提出湖泊富营养化治理应采取“放宽控氮、集中控磷的策略”。综上所述,保安湖富营养化治理在营养盐方面,磷、氮均需要关注,在已有污染控制基础上,应该进一步控制外源磷输入,采取钝化等措施减轻内源磷负荷。

3.3 透明度、水深与营养状态的关系

透明度(SD)是评价湖泊水质最直观的指标,在本研究中,保安湖叶绿素a浓度与SD呈显著负相关,浅水湖泊水体SD主要受2种因素影响:无机悬浮颗粒物及有机质或者浮游植物生物量[28]。保安湖是一个草型湖泊,浮游植物生物量的升高一方面导致水体SD下降,另一方面会使沉水植物受到的光抑制逐步加强,竞争优势不断减弱,从而提高浮游植物的竞争优势,导致其生物量不断增加。沉水植物对浅水湖泊的底泥再悬浮具有重要的抑制作用,是保持水体高透明度的关键因子[29],保安湖由于早年间的鱼类养殖活动和富营养化导致其草型生态系统退化,可能也是导致其SD下降的主要原因。

水深是湖泊蓄水量变化的直观表现,也是水动力条件的直接反应[30]。本研究中叶绿素a浓度与水深呈显著正相关。沉水植物的生长主要决定于其有效生长深度内光的可获得性,理论上沉水植物的生物量应与透明度成正比,与水深成反比。梁彦龄等[17]发现除菹草外,黄丝草、苦草、聚草等其他沉水植物与指标(SD/H)的关系都十分显著,3—6月SD/H>0.5才能保证沉水植物正常生长,汛期水位上涨速度过快会抑制沉水植物生长,甚至导致其死亡[31]。然而从表1可知,保安湖水体透明度较1992—1993年大大降低,降低了约1 m,水深的升高导致沉水植物的光合作用受到抑制,使得保安湖沉水植物群落恢复缓慢,另一方面,保安湖属于江湖阻隔型湖泊,水位受东沟闸口调控,汛期关闸增加了入湖污染物在湖泊的滞留时间,在湖内分割的共同作用下,水体流动性较差,导致水体藻类对营养盐的生物累积作用大大增强,叶绿素a浓度随之升高。已有研究发现江湖阻隔是湖泊富营养化的重要原因之一,相同营养盐背景下,阻隔湖泊的叶绿素a浓度明显高于通江湖泊[32]。江湖阻隔还会导致水生植物、底栖动物、鱼类物种的生物多样性下降,导致底层食物网结构简化等生态环境问题[31]。所以应该进行闸坝生态水位调控,恢复部分自然水文节律,控制保安湖春夏水位上涨速率,保证水生植物正常生长等措施来改善湖泊营养状态。

3.4 COD_{Mn},溶解氧和酸碱度与营养状态的关系

在本研究中,COD_{Mn}浓度的季节性变化较大,在2.65~4.90 mg/L之间,叶绿素a浓度与COD_{Mn}浓度显著正相关,已有研究表明,浮游植物光合作用会产生大量有机物,从而使得水体COD_{Mn}增加,同时有机物的存在也有利于浮游植物的生长[33],而有机物在好氧微生物作用下发生生物降解,会消耗水体中的DO,可能是本研究中叶绿素a浓度与DO显著负相关的原因。保安湖水体叶绿素a浓度与pH值呈显著正相关,研究表明在浮游植物大量繁殖的水体中,藻类光合作用会提高水体的pH值,接触到沉积物表层,会促进沉积物磷的释放[34]。孟睿等[6]研究发现,pH值也是影响保安湖浮游植物群落分布的主要环境因子。

4 结论

(1) 2019—2021年保安湖水体营养状态在中营养和轻度富营养间波动,TLI变化范围为47.25~55.86,水体营养状态良好。保安湖TLI呈现出较明显的时空差异,时间上表现为:丰水期和平水期>枯水期;空间上表现为:肖四海、桥墩湖和主体湖>扁担塘。

(2) 保安湖营养状态整体呈现显著的正空间自相关关系,TLI的Global Moran's I指数分别为0.46,0.93,0.60,0.31,0.60和0.62,热点(高/高集聚)区域主要分布在主体湖南部($p<0.01$),冷点(低/低集聚)区域主要存在于扁担塘湖区($p<0.01$),应将富营养化防治的重点区域放在主体湖南部,进一步加强对东港河、西港河污染治理,消减入湖污染物总量。

(3) 通过Logit模型分析可知,SD,TP,pH,COD_{Mn},H,DO是影响保安湖叶绿素a浓度的重要因子。对影响因子分析可知,可以通过控制农田水土流失及养殖业面源污染等方式减少外源磷输入,采用生态水位调控和修复水生植被等措施来实现保安湖水体营养状态的良性发展。

[参 考 文 献]

[1] 秦珊,崔建升,申立娜,等.富营养化对湖泊消费者群落碳源和氮源的影响:以白洋淀为例[J].湖泊科学,2020,32(6):1657-1670.

[2] Du Huibin, Chen Zhenni, Mao Guozhu, et al. Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach [J]. Ecological Indicators, 2019,102(7):686-692.

[3] 施玉齐,吴晓东,葛绪广,等.城市湖泊富营养化及氮磷平衡研究:以湖北省黄石市青山湖1湖区为例[J].水土保持通报,2020,40(3):208-215.

[4] 郑科俊.黄石市主要地表水体环境质量现状分析及污染防治措施[J].湖北师范学院学报(自然科学版),2014,34(1):54-57.

[5] 杨杰峰,杜丹,田思思,等.湖北省典型湖泊湿地生物多样性评价研究[J].水生态学杂志,2017,38(3):15-22.

[6] 孟睿,何连生,过龙根,等.长江中下游草型湖泊浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析[J].环境科学,2013,34(7):2588-2596.

[7] 刘梅芳,裴国凤.长江中游湖泊浮游植物的群落结构特征[J].湖北农业科学,2011,50(3):487-489.

[8] 贺方兵.东部浅水湖泊水生态系统健康状态评估研究[D].重庆:重庆交通大学,2015.

[9] 张水元,刘瑞秋,黎道丰.保安湖沉积物和间隙水中氮和磷的含量及其分布[J].水生生物学报,2000,24(5):434-438.

[10] 孙宏亮,孙运海,郜志云,等.大冶保安湖底泥重金属分布及潜在生态风险评价[J].环境污染与防治,2016,38(2):111.

[11] 湖北省生态环境厅.湖北省生态环境状况公报[EB/OL].(2009-03-03)[2021-09-05].https://www.sthjt.hubei.gov.cn.

[12] 王翠明,刘雪芹,张建辉.湖泊富营养化评价方法及分级标准[J].中国环境监测,2002,18(5):47-49.

[13] 张涛,陈求稳,易齐涛,等.太湖流域上游平原河网区水质空间差异与季节变化特征[J].湖泊科学,2017,29(6):1300-1311.

[14] 丁洋,赵进勇,张晶,等.松花湖水质空间差异及富营养化空间自相关分析[J].环境科学,2021,42(5):2232-2239.

[15] 全栋,史小红,赵胜男,等.2006—2017 年乌梁素海夏季水体营养状态及影响因子[J].湖泊科学,2019,31(5):1259-1267.

[16] 胡传林,黄翔飞.保安湖渔业生态和渔业开发技术研究文集[M].北京:科学出版社,1991.

[17] 梁彦龄,刘伙泉.草型湖泊资源、环境与渔业生态学管理(1)[C].北京:科学出版社,1995.

[18] 马凯,蔡庆华,谢志才,等.沉水植物分布格局对湖泊水环境 N,P 因子影响[J].水生生物学报,2003,27(3):232-237.

[19] Tim S, Paul A B. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modeling and mass balance assessment [J]. Limnology and Oceanography, 2003,48(4):1476-1487.

[20] 史静,于秀芳,夏运生,等.影响富营养化湖泊底泥氮、磷释放的因素[J].水土保持通报,2016,36(3):241-244.

[21] 杨赵.湖泊沉积物中氮磷源:汇现象影响因素研究进展[J].环境科学导刊,2017,36(S1):16-19,29.

[22] 蔡阳,陆欣鑫,巴秋爽,等.镜泊湖春、夏两季浮游生物群落结构及其与环境因子的关系[J].海洋与湖沼,2019,50(1):116-128.

[23] Zhao Yongqiang, Xia Yongqiu, Ti Chaopu, et al. Nitrogen removal capacity of the river network in a high nitrogen loading region [J]. Environmental Science & Technology, 2015,49(3):1427-1435.

[24] 刘正文,张修峰,陈非洲,等.浅水湖泊底栖—敞水生境耦合对富营养化的响应与稳态转换机理:对湖泊修复的启示[J].湖泊科学,2020,32(1):1-10.

[25] 王洪铸,王海军,李艳,等.湖泊富营养化治理:集中控磷,或氮磷皆控?[J].水生生物学报,2020,44(5):938-960.

[26] Li Yan, Wang Hongzhu, Liang Xiaomin, et al. Total phytoplankton abundance is determined by phosphorus input: Evidencefrom an 18-month fertilization experiment in four sub-tropical ponds [J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 2017(74):1454-1461.

[27] 王海军,王洪铸.富营养化治理应放宽控氮、集中控磷[J].自然科学进展,2009,19(6):599-604.

[28] 朱广伟,秦伯强,张运林,等.2005—2017 年北部太湖水体叶绿素 a 和营养盐变化及影响因素[J].湖泊科学,2018,30(2):279-295.

[29] 黄小龙,郭艳敏,张毅敏,等.沉水植物对湖泊沉积物氮磷内源负荷的控制及应用[J].生态与农村环境学报,2019,35(12):1524-1530.

[30] Xue Wei, Lu Shaoyong. Effects of inactivation agents and temperature on phosphorus release from sediment in Dianchi Lake, China [J]. Environmental Earth Sciences, 2015,74(5):3857-3865.

[31] 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[J].水生生物学报,2019,43(S1):157-182.

[32] 朱广伟,许海,朱梦圆,等.三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素[J].湖泊科学,2019,31(6):1510-1524.

[33] 严广寒,殷雪妍,汪星,等.基于 GAM 模型的洞庭湖叶绿素 a 浓度与环境因子相关性分析[J].中国环境科学,2022,42(1):313-322.

[34] Xie Liqiang, Xie Ping, Tang Huijuan. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by microcystis blooms: An enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake [J]. Environmental Pollution, 2003,122(3):391-399.