

# 白马湖水污染特征及其成因分析\*<sup>1</sup>

代丹<sup>1</sup> 李小菠<sup>2</sup> 胡小贞<sup>1\*</sup> 许秋瑾<sup>1</sup> 夏训峰<sup>1</sup> 仪慧民<sup>1</sup>

(1. 中国环境科学研究院湖泊生态环境创新基地/国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 10012;

2. 淮安市白马湖投资发展有限公司, 江苏淮安 223001)

**【摘要】**:为揭示白马湖水污染特征及其成因, 在历史监测数据收集的基础上, 于2016年11月初对白马湖25个采样点的水质指标进行了分析。结果表明:近年来白马湖水水质波动较大, 2010~2014年期间, 白马湖水体水质总体处于Ⅳ类; 2015年好转为Ⅲ类; 2016年又下降为Ⅴ类。白马湖水体富营养化综合指数(TL1c)呈显著增加趋势, 由最初的轻度富营养化水平演变到目前的中度富营养化水平(TL1c:66.66)。采样期间, 白马湖水体主要以氮污染物为主, 其次是磷污染物和耗氧污染物。湖泊水体污染程度依次为:北部湖区>东部和中部湖区>南部湖区。湖水中总氮(TN)约83%以溶解性总氮(TDN)的形式存在, 氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )占TDN的65%, 其次是 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (25%); 总磷(P)约60%以溶解性总磷(TDP)的形式存在, 正磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ )占TDP的55%左右。北部湖区TDN/TDP比值最高(50.51±19.16)( $p < 0.05$ ), P是北部湖区藻类生长的限制因子; 中部、东部和南部湖区TDN/TDP比值均已适应藻类生长。陆域外源污染源输入是引起白马湖水水质空间异质性和水质下降的主要因素, 湖内水生植被消亡和水产养殖污染引起的生态功能退化也是造成白马湖水水质下降的一个原因。研究可为当下白马湖水水质演化研究及水环境治理提供新的理论基础。

**【关键词】**:水质; 富营养化; TDN/TDP; TL1c; 白马湖

**【中图分类号】**:X703 **【文献标识码】**:A **【文章编号】**:1004-8227(2018)06-1287-11

DOI:10.11870/cjlyzyyhj201806012

湖泊作为重要的自然资源, 具有调蓄洪水、供给水源、水产养殖、调节气候等多种生态功能和生态服务价值, 对人类社会的可持续发展具有至关重要的作用<sup>[1]</sup>。除自然因素之外, 湖泊水环境演变与人类活动有着密切的关系<sup>[2, 3]</sup>。Niemi等<sup>[4]</sup>曾指出人类活动是决定地表水体水质变化的主要因素。近几十年来, 受强烈的人为活动影响, 国内外很多淡水湖泊水环境质量已受到严重威胁, 以湖泊水体富营养化<sup>[5, 6]</sup>、水化学变化<sup>[7]</sup>、水生态功能退化<sup>[8]</sup>等问题最为突出。多年来, 淡水湖泊水体水质退化已经成为我国水环境治理的首要问题。截止到2009年, 我国26个国控重点湖库中, 已有11个处于富营养化状态的湖泊, 占比42.3%<sup>[9]</sup>。富营养化现象是淡水湖泊水质退化的最主要的表现形式之一, 也是湖泊由“草型”清水稳态向“藻型”浊水稳态转变的重

<sup>1</sup> 收稿日期:2017-07-20; 修回日期:2017-09-28

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07510-001-01、2013ZX07101014-004)

作者简介:代丹(1990~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为湖泊水环境。E-mail:daidan0410@126.com

\*通讯作者 E-mail:huxz@craes.org.cn

要原因<sup>[10]</sup>。人类活动导致的氮磷过量输入被认为是湖泊水体富营养化的主要诱因<sup>[11]</sup>，但湖泊富营养化不仅与水体氮磷含量有关，而且氮磷比也是一个重要的影响因子<sup>[12]</sup>。国内外众多研究案例表明，经过长期流域综合治理，水体其它污染物浓度虽下降明显，但氮磷浓度长期维持在较高水平，甚至还会有所上升<sup>[13]</sup>。因此，研究湖泊水体氮磷营养盐污染特征及其氮磷组分和比例变化，是控制水体富营养化和预防蓝藻水华暴发的重要措施。

白马湖位于洪泽湖下游，是水质良好湖泊之一，主要受洪泽湖来水补给。原有(建国初期)湖面面积 150km<sup>2</sup>。近几十年来，受围湖造田、圈网(圩)养殖等人为活动影响，白马湖现状水域面积缩减至 82.68km<sup>2</sup>。加之洪泽湖水质的下降，近年来白马湖湖区水质和水生态环境质量下降较快<sup>[14]</sup>，对白马湖生态系统健康产生不良影响。然而，目前对白马湖的研究主要集中在白马湖水环境综合治理方案和治理成效的研究<sup>[15, 16]</sup>，关于白马湖水水质特征和富营养化演变趋势很少有全面报道。因此，很有必要分析白马湖水污染特征及其成因，对白马湖水污染控制与生态环境改善具有重要意义。

本研究利用白马湖 2010~2015 年 11 月期间的水质监测数据，采用水质单因子指数评价法和湖泊富营养化评价标准对白马湖水水质状况和富营养化程度进行评价，进一步通过白马湖 2016 年 11 月的采样数据，分析各水质指标的时空变化特征以及氮、磷营养盐组分特征；并结合白马湖流域陆域污染负荷分布状况，探讨白马湖水污染成因，以期对白马湖水环境保护提供支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

白马湖是江苏省十大淡水湖之一，位于 119° 06' ~119° 09' E, 33° 12' ~33° 18' N 之间，流域面积 992km<sup>2</sup>，涉及淮安市金湖县、洪泽县、淮安区和扬州市宝应县；是南水北调东线工程的过境湖泊，穿湖段 2.6km，与南水北调、苏北供水之间关系密切，也是淮安市第二饮用水源地<sup>[12]</sup>。白马湖现状水域面积 82.68km<sup>2</sup>，属于典型的平原浅水湖泊，水交换周期为 4.2d。流域气候温暖，降水充沛，出入河流众多，水系发达，平均人口密度约为 346 人/km<sup>2</sup>，主要以农村人口为主，城镇人口占比仅为 40%，低于全国平均(53.7%)及江苏省平均(64.1%)，城镇化进程相对较慢。但随着经济的快速发展，白马湖流域人口不断增长，污染物排放量不断增多<sup>[17]</sup>，对湖泊水环境产生了显著影响。

### 1.2 样品采集与数据收集

本研究于 2016 年 11 月，在白马湖布设 25 个点位，进行湖泊水样和底泥采集，具体点位布设见图 1。水样为各采样点 50cm 左右的上层水，用有机玻璃采水器采集后，储存在 2 个 500mL 预先处理的塑料瓶中，并用装有冰块保温箱当天带回实验室，在 24 小时内进行测定。为了便于讨论，将白马湖分成 4 个典型湖区，分别为北部湖区、中部湖区、东部湖区和南部湖区(图 1)，其中北部湖区靠近淮安，该区域人口密集，工业产业发展较快，入湖河流污染严重，现已观测到蓝藻水华发生；中部湖区靠近洪泽区，城镇工业污染、生活污染、养殖和种植业污染负荷较高；东部湖区靠近扬州市宝应县，湖区围网(圩)养殖尚未完全清退；南部湖区靠近江苏省金湖县，湖内藕塘大面积分布，水生植物茂盛，水质最好。

白马湖历史水质监测数据(2010~2015 年)高锰酸盐指数(COD<sub>Mn</sub>)、透明度(SD)、总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 a(Chl-a)收集于白马湖内浔河口、洪金和李庄 3 个国控监测断面(图 1)，这 3 个监测断面分别代表白马湖北部湖区、中部湖区和南部湖区；分别由江苏省淮安市白马湖投资发展有限公司、江苏省淮安市洪泽区环保局和金湖县环保局提供。所有历史数据均收集自当年 11 月，其余数据由本次采样分析得出。

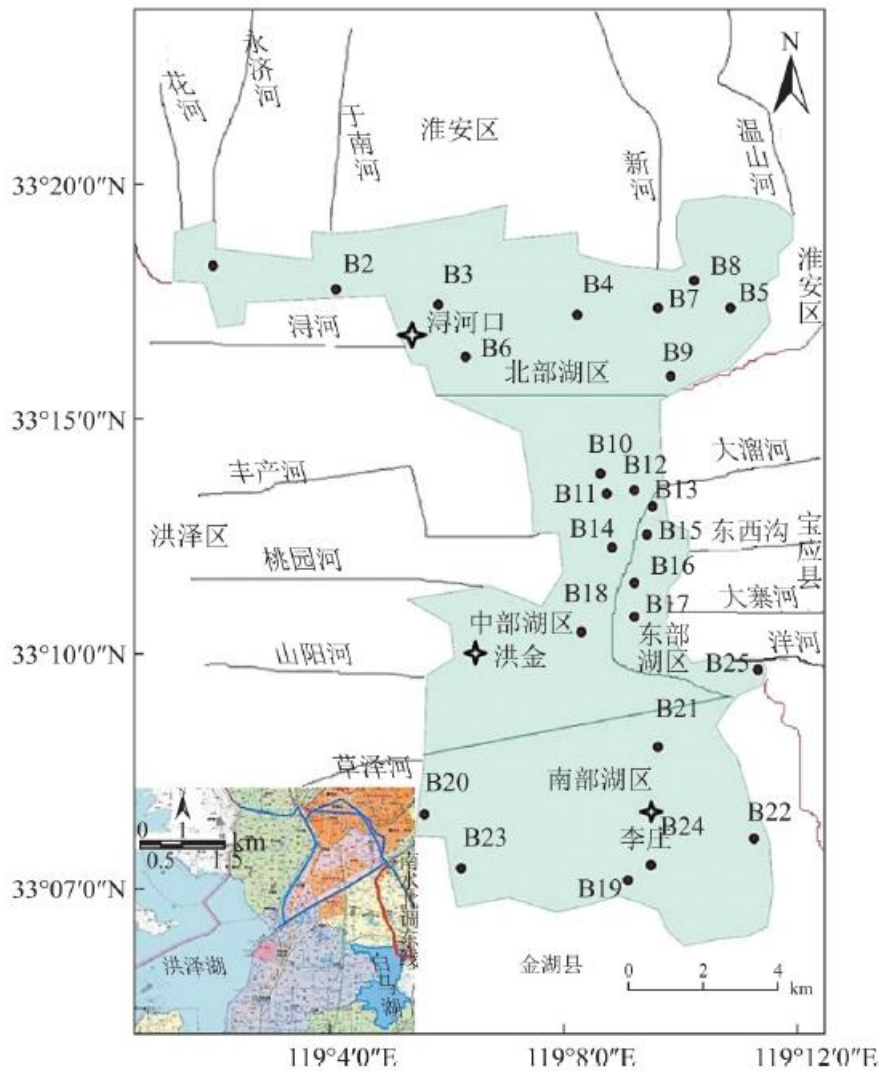


图 1 白马湖采样点位分布示意图(2016 年 11 月)

Fig. 1 Sample sites in Baima Lake

### 1.3 样品处理和分析

水质参数 (pH、溶解氧、温度等) 均在现场使用哈希 (HACH) 水质参数仪测试, 氨氮 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) 采用纳氏试剂分光光度法 (HJ535-2009)、总磷 (TP) 和溶解性总磷 (TDP) 和正磷酸盐  $(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  采用钼酸铵分光光度法 (GB11893-89)、总氮 (TN) 和溶解性总氮 (TDN) 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (GB11894-89)、高锰酸盐指数 ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) 采用酸性高锰酸钾法 (GB11892-89), 叶绿素 a (Chl-a) 采用丙酮法 (《水和废水监测分析方法 (第四版)》)。除 TN 和 TP 外, 测试之前所有的水样都经  $0.45\ \mu\text{m}$  的醋酸纤维微孔滤膜过滤。为保证数据的准确性, 每个样品均做一个平行样, 并有重复测试, 相对标准差均控制在 20% 以内。

### 1.4 数据处理与计算

白马湖水水质评价根据《地表水环境质量评价技术规范 (试行)》的评价方法, 采用单因子指数法, 即根据评价时段内该断面

参评的指标中类别最高的一项来确定该断面的水质类别<sup>[18]</sup>，白马湖目标水质参照《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)中的 III类水质标准。白马湖水体富营养化综合指数(TLI<sub>c</sub>)计算公式为：

$$TLI_c(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI_c(j)$$

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

式中:TLI(Σ)为富营养化综合指数；m为评价参数的个数 TLI<sub>c</sub>(j)为第 j 种参数的营养状态指数；W<sub>j</sub>为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重；r<sub>ij</sub>为第 j 种参数与基准参数 Chl-a 的相关系数，相关系数取值参见文献<sup>[19]</sup>。各参数的营养状态指数计算公式如下所示：

$$TLI_c(Chl-a) = 10 \times (2.5 + 1.086 \times \ln Chl-a)$$

$$TLI_c(TN) = 10 \times (5.453 + 1.694 \times \ln TN)$$

$$TLI_c(TP) = 10 \times (9.436 + 1.624 \times \ln TP)$$

$$TLI_c(SD) = 10 \times (5.118 - 1.94 \times \ln SD)$$

$$TLI_c(COD_{Mn}) = 10 \times (0.109 + 2.661 \times \ln COD_{Mn})$$

式中:叶绿素 a(Chl-a)单位为 μg·m<sup>-3</sup>，透明度(SD)单位为 m；其余参与计算的水质指标单位均为 mg·L<sup>-1</sup>。

白马湖富营养化综合评价标准根据《湖泊富营养调查规范(第二版)》<sup>[20]</sup>中的标准，采用 0~100 的连续数值对湖泊营养状态进行分类，具体评价分类标准见表 1。

表 1 湖泊富营养化评价分类标准

评价值	<30	[30, 50]	(50, 60]	(60, 70]	>70
富营养程度	贫营养	中营养	轻度富营养	中度富营养	重度富营养

运用 SPSS20.0 对数据进行均值、标准差、正态性检验等统计分析，对不符合正态分布的数据进行转换，使其符合正态分布。在正态性检验的基础上，不同湖区水质指标差异性比较选择单因素方差分析(one way ANOVA)，选择 Pearson 相关分析进行变量之间的相关性检验，显著性水平选择 0.05。采用 Origin2015 进行绘图。

## 2 结果分析

## 2.1 白马湖水质变化及富营养趋势

根据白马湖历史监测数据,对2010~2016年的白马湖水质类别进行评价。根据评价结果(图2a),白马湖水质不稳定,波动性较大。水质变化可分为3个阶段:2010~2014年期间,白马湖水体水质总体处于IV类;2015年因TN浓度降低( $0.86 \pm 0.15 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),白马湖水体水质好转为III类;2016年期间水质平均处于V类,主要超标因子为TN( $1.62 \pm 0.89 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),其次是TP( $0.09 \pm 0.05 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) (表2)。空间上(图2a),白马湖北部湖区水质最差;除2013年外,中部湖区水质长期处于IV类,南部湖区水质维持在III类,属于达标断面。这再次说明白马湖北部湖区污染最为严重,这与北部湖区盐化工业发展以及城镇生活污染排放有一定的关系,其次是中部湖区,南部湖区水质最好。

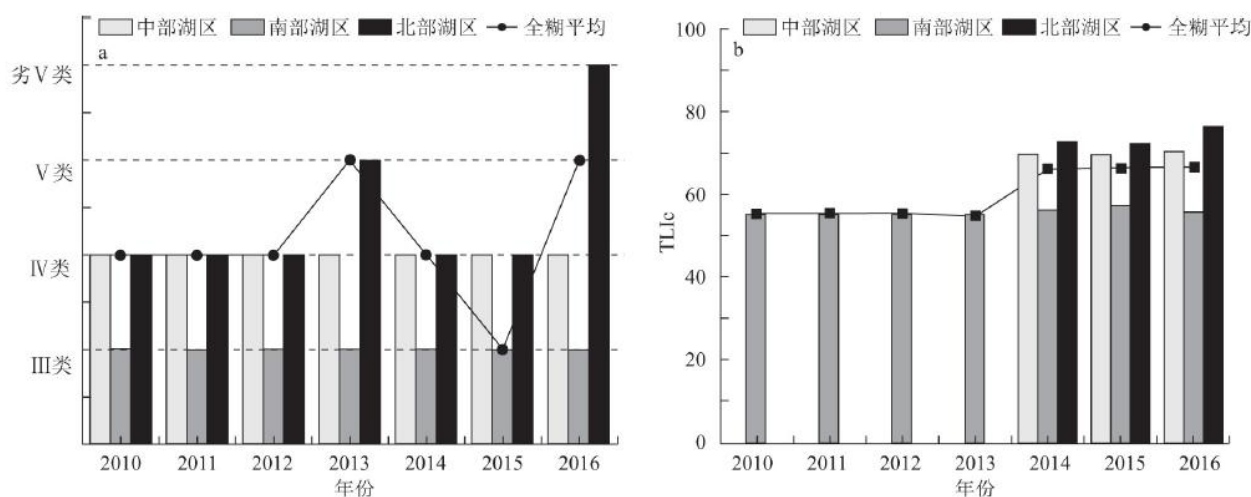


图2 白马湖水质类别及 TLIC 变化趋势(2010~2016年)

Fig. 2 Trends of the water quality and eutrophication changes in Baima Lake (2010-2016)

表2 白马湖主要污染物浓度历史监测结果(2010 ~ 2016年)

年份	代表湖区	SD (m)	CODMn ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Chl-a ( $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )	TN ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TP ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
2010	北部湖区	$0.47 \pm 0.05$	$5.03 \pm 0.80$	—	$1.49 \pm 0.01$	$0.09 \pm 0.01$
	中部湖区	$0.47 \pm 0.05$	$4.97 \pm 0.92$	—	$1.48 \pm 0.01$	$0.08 \pm 0.01$
	南部湖区	$1.17 \pm 0.07$	$4.60 \pm 0.57$	$1.41 \pm 0.17$	$0.91 \pm 0.04$	$0.03 \pm 0.01$
	全湖平均	$0.70 \pm 0.33$	$4.87 \pm 0.75$	—	$1.29 \pm 0.27$	$0.07 \pm 0.03$
2011	北部湖区	$0.38 \pm 0.04$	$4.32 \pm 0.64$	—	$1.33 \pm 0.13$	$0.07 \pm 0.01$
	中部湖区	$0.38 \pm 0.04$	$4.12 \pm 0.15$	—	$1.32 \pm 0.13$	$0.07 \pm 0.01$
	南部湖区	$1.21 \pm 0.15$	$4.50 \pm 0.21$	$1.29 \pm 0.04$	$0.91 \pm 0.02$	$0.04 \pm 0.00$

2012	全湖平均	0.66±0.40	4.31±0.74	-	1.18±0.22	0.06±0.02
	北部湖区	0.36±0.07	3.98±0.90	-	1.30±0.13	0.06±0.02
	中部湖区	0.36±0.07	3.85±0.66		1.27±0.15	0.05±0.02
	南部湖区	1.22±0.13	4.42±0.23		0.83±0.03	0.04±0.01
2013	全湖平均	0.64±0.41	4.08±0.67	1.30±0.05	1.13±0.25	0.05±0.02
	北部湖区	0.42±0.07	4.32±0.57	-	1.84±0.52	0.18±0.05
	中部湖区	0.43±0.06	3.55±0.44	-	1.08±0.64	0.11±0.07
	南部湖区	1.12±0.14	4.48±0.14	1.20±0.14	0.76±0.08	0.04±0.01
2015	全湖平均	0.72±0.36	4.16±0.56	-	1.17±0.63	0.10±0.07
	北部湖区	0.38±0.03	4.86±0.59	8.27±5.30	1.55±0.84	0.08±0.04
	中部湖区	0.40±0.02	4.62±0.61	9.15±5.13	1.07±0.26	0.06±0.03
	南部湖区	1.19±0.09	4.83±0.64	1.34±0.13	0.80±0.10	0.04±0.01
2016(采样数据)	全湖平均	0.66±0.38	4.47±0.61	6.25±7.03	1.14±0.60	0.06±0.03
	北部湖区	0.45±0.05	4.28±0.87	32.06±23.67	0.98±0.03	0.05±0.00
	中部湖区	0.47±0.06	4.14±0.55	25.00±15.91	0.70±0.14	0.04±0.00
	南部湖区	1.13±0.10	5.03±0.33	1.32±0.05	0.91±0.03	0.04±0.01
2016(采样数据)	全湖平均	0.68±0.32	4.49±0.72	19.46±21.07	0.86±0.15	0.04±0.00
	北部湖区	0.38±0.03	4.05±1.10	23.08±31.14	2.57±0.62	0.13±0.09
	中部湖区	0.40±0.05	4.23±0.69	8.50±8.01	1.96±0.38	0.12±0.03
	雨邵湖区	1.28±0.20	4.24±0.18	1.45±0.20	1.81±0.55	0.11±0.05
	全湖平均	0.69±0.44	4.15±0.83	11.01±20.64	1.95±0.83	0.12±0.09

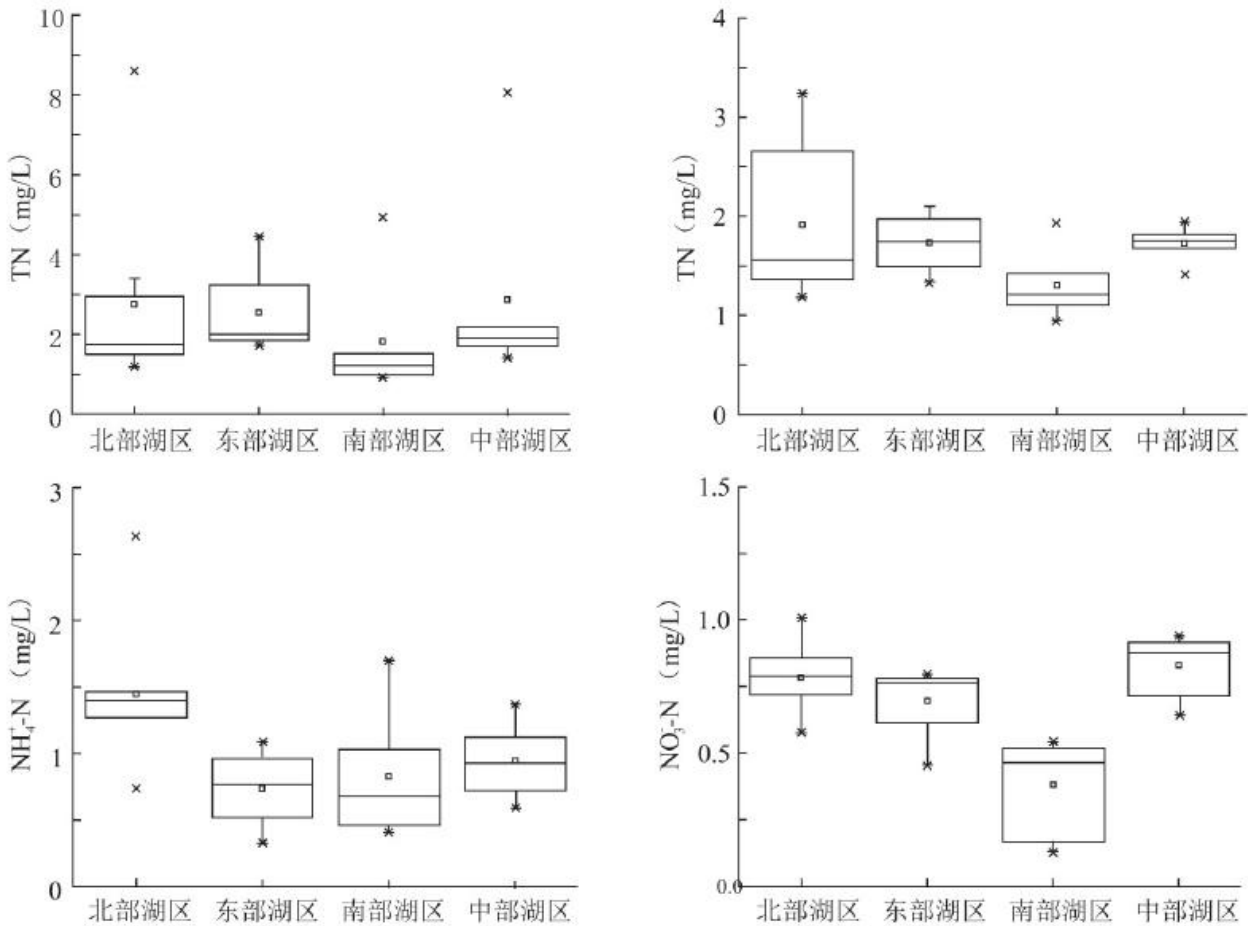
注：“-”代表当年未分析该项水质指标，数据结果以平均值±标准差表示。

分析表明:2010~2016年期间，白马湖水体综合营养状态指数(TLIc)呈显著增加趋势(图2b)。白马湖水体富营养化的发展可分为两个阶段，第一阶段是2010~2013年，白马湖处于轻度富营养化水平；2013年之后，白马湖TLIc值急剧增加，于2014年超过60达到中度富营养化水平。目前TLIc值保持在66.66，虽属于中度富营养化水平，但若不采取控制措施，未来极有可能发展为重度富营养化水平。空间上(图2b)，2010~2016年11月期间，南部湖区TLIc指数最低，波动最小，处于中营养水平状

态；中部和北部湖区 TLIc 指数波动较大；虽然，目前中部湖区处于中度富营养化状态，但接近重度富营养化状态；北部湖区 TLIc 指数 (73.04) 最高 ( $P < 0.05$ )，已达到重度富营养化状态。

## 2.2 白马湖水体氮磷及其形态

由 2016 年 11 月 25 个点位监测数据结果可知 (图 3)，白马湖水体中 TN 浓度平均值为  $1.95 \sim 1.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，浮动范围在  $0.96 \sim 8.21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。南部湖区 TN 浓度最低 ( $1.81 \pm 1.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) ( $p < 0.05$ )，其余 3 个湖区 TN 浓度无显著性差异。与 TN 变化规律相似，白马湖 TDN 浓度在  $0.94 \sim 3.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间，平均值为  $1.69 \pm 0.54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。南部湖区 TDN 浓度最低 ( $1.30 \pm 0.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) ( $p < 0.05$ )，其余 3 个湖区 TDN 浓度无显著性差异。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度平均值为  $1.06 \pm 0.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，北部湖区  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  最高 ( $1.44 \pm 0.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )，这是因为白马湖北部部分入湖河流污染严重<sup>[21]</sup>；其余 3 个湖区  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度无显著性差异； $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度平均值为  $0.68 \pm 0.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，在南部湖区具有最低值 ( $0.38 \pm 0.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )。



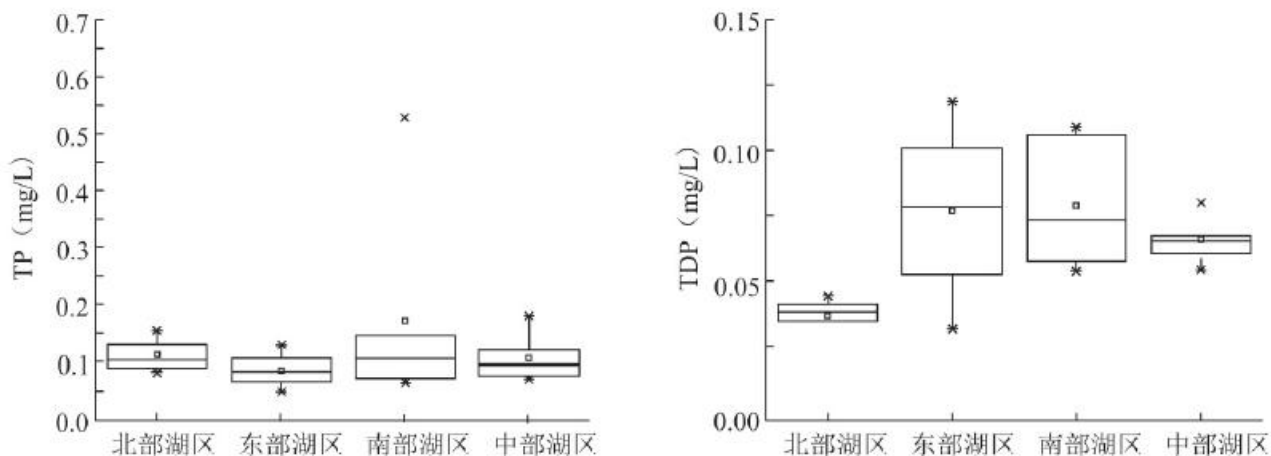


图3 2016年11月白马湖水质数据

Fig. 3 Data of water quality in Baima Lake during the sampling time

白马湖水体 TP 平均值为  $0.12 \pm 0.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 浮动范围在  $0.05 \sim 0.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。与 TDN 和 TN 变化规律不同, TP 浓度在 4 个湖区无显著性差异。TDP 平均值为  $0.06 \pm 0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 在北部湖区具有最低值 ( $0.04 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) ( $p < 0.05$ ), 在其余 3 个湖区无显著性差异。

从图 4 可以看出:白马湖水体中 N 大部分以 TDN 的形式存在, TDN 平均占湖水 TN 的 83%左右。其中 TDN 以  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  为主, 占 TDN 的 65%, 其次是  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  (25%)。TDN 变化趋势主要取决于无机态氮, 特别是和  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  相关性较强 ( $r=0.50$ ,  $p < 0.05$ )。这是由于白马湖流域农业源和生活源污染排放负荷高, 污染物收集处理能力较低, 大量的城镇生活和农村农田污染物易受雨水淋溶、冲刷最终进入湖体。空间上:不同湖区水体氮形态之间有一定的差异, 中部湖区湖水中  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  占 TDN 的比例最高 (81%), 这是因为正逢雨后采样, 雨水的冲刷加快了中部洪泽区养殖和种植业污染负荷的流失, 导致  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  流失较为严重; 其次是北部湖区 ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  占 TDN 的 63%), 这可能与白马湖北部污水排放有关。南部湖区湖水中  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  占 TDN 的比例最高 (56%), 北部湖区  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  占 TDN 的比例最小 (29%)。这说明:南部湖区水体总体处于较高的氧化环境, 水质自净能力较强, 北部湖区水体处于较低的氧化环境, 水体自净能力较弱, 水质较差。

白马湖水体中 P 约 60%以 TDP 的形式存在(图 4), 说明白马湖水体中 P 除了以溶解态存在外, 颗粒态 P 含量不容忽视。在 TDP 组分中(图 4),  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  平均占 TDP 的 55%左右, 因此,  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  是 TDP 的主要存在形式, 二者呈显著的正相关 ( $r=0.89$ ,  $p < 0.01$ )。空间上:东部湖区湖水中 TDP 占 TP 的比例最高 (87%), 这可能与采样期间, 雨水的冲刷加快了东部宝应区沿湖农村生活、养殖和种植业污染的流失相关; 其次是南部湖区和中部湖区, 北部湖区 TDP 占 TP 的比例最低 (36%)。这再次说明:北部湖区磷污染很大程度上来源于颗粒态磷。南部湖区湖水中  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  占 TDP 的比例最高 (67%), 这可能与南部湖区岛上居民生活污染物排放有关, 其余湖区湖水中  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  占 TDP 的比例没有显著性差异。此外, TDN、TDP、 $\text{COD}_m$  的空间变化表明(图 3), 中部和东部湖

区 TDN、TDP、COD<sub>m</sub> 浓度整体较高，这是由于中部和东部湖区入湖河流较多，接纳了大量的外源污染输入。

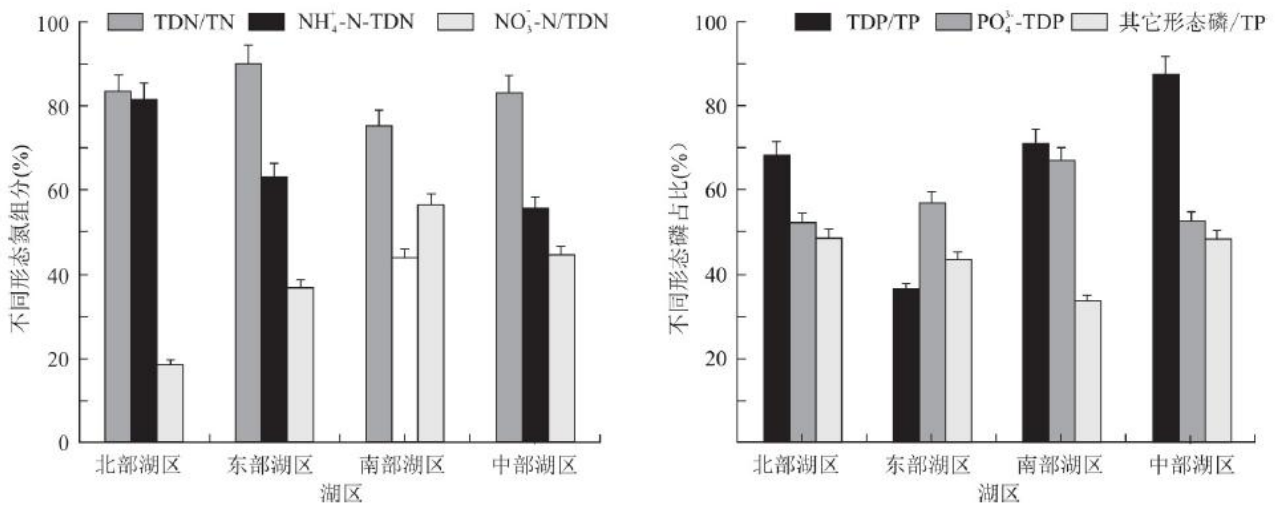


图 4 不同形态氮磷在总氮总磷中的组分变化

Fig. 4 Proportion of nitrogen and phosphorus forms in total nitrogen and total phosphorus

### 2.3 白马湖水体氮磷比

已有研究表明，当水体中 TN、TP 浓度分别达到  $0.20$ 、 $0.02\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  以上时，水体存在发生富营养化的潜在危险<sup>[12]</sup>。目前，白马湖 TN、TP 值均高于此限值，表明湖水 TN、TP 浓度条件适合藻类生长。湖泊富营养化不仅与氮、磷含量有关，而且氮磷比也是一个重要的影响因子。长期以来，水体 N/P 常被用来判别浮游植物的营养限制类型和藻华暴发的限制因子<sup>[22]</sup>。当水体中  $N/P < 7 \sim 10$  时，N 成为藻类生长的限制因子， $N/P > 22.6 \sim 30$  时，P 将成为藻类生长的限制因子，N/P 介于两者之间时为适应藻类生长的合适范围<sup>[23]</sup>。如图 5 所示：采样期间，北部湖区 TDN/TDP 比值最高 ( $50.51 \pm 19.16$ ) ( $p < 0.05$ )，P 是北部湖区藻类生长的限制因子；中部、东部湖区 TDN/TDP 比值次之，南部湖区 TDN/TDP 比值最小 ( $17.27 \pm 5.54$ )，但均已适应藻类生长。当水体氮磷含量分别大于  $0.8\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.2\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时，以微囊藻为主的蓝藻暴发将不再受营养盐的限制<sup>[24]</sup>，采样期间湖水 TDN 平均值远大于  $0.8\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、而 TDP 远小于  $0.2\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (图 2)，再次说明：目前湖水氮浓度充足而磷是藻类生长的限制因子，磷污染负荷的增长将于藻类的生长。

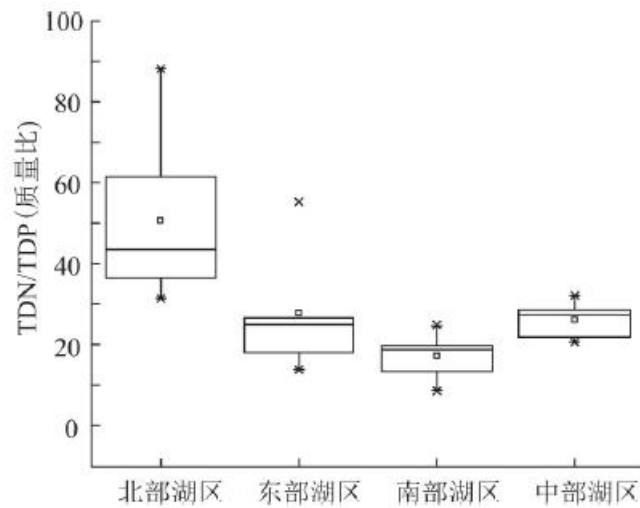


图5 白马湖不同湖区 TDN/TDP 变化趋势

Fig. 5 Trends of the TDN/TDP in different monitoring section in Baima Lake

### 3 白马湖水质下降成因解析

#### 3.1 白马湖水质下降与陆域污染源的关系

外源负荷是浅水湖泊富营养化的重要因素<sup>[25]</sup>。白马湖地处黄淮冲击平原，位于“洪泽湖”流域的下游区域，流域内农村人口密集，农业发达。已有研究表明<sup>[17]</sup>：白马湖流域内农村生活、畜禽养殖、农田种植、水产养殖等所产生的面源污染较严重，未被有效利用的化肥、农药、饲料等残留物较多，这些污染物大部分随地表径流或通过入湖泵站直接进入白马湖水体，是造成白马湖水质下降的最主要原因<sup>[21, 26]</sup>。根据走访调研，白马湖已完成了退圩及退渔还湖一期与二期工程，已对湖内大部分污染底泥进行了清淤和疏浚。因此，在无较大扰动的情况下，可以认为：目前白马湖主要污染物来源仍以陆域外源污染为主。

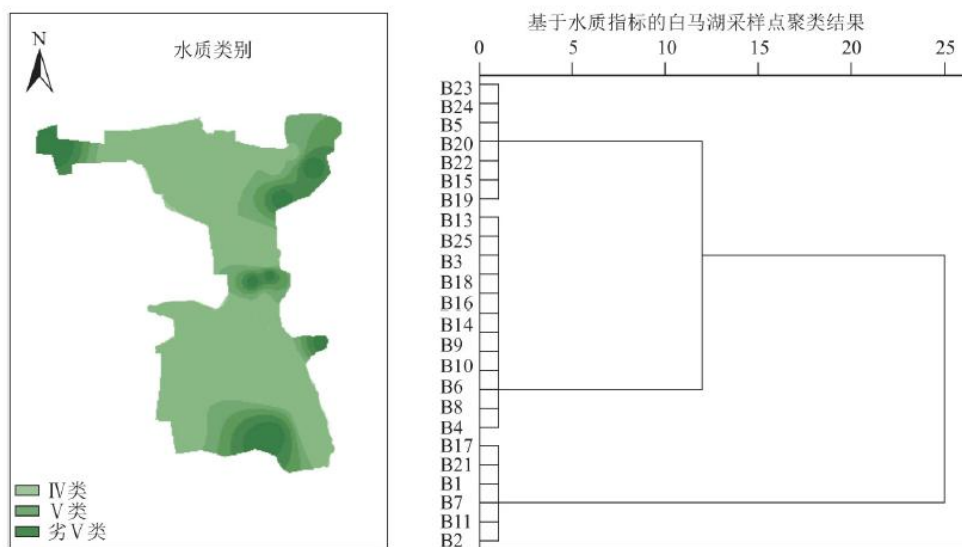


图 6 采样期间白马湖水质类别和基于水质指标的聚类结果

Fig. 6 Water quality category and the cluster dendrogram of sampling sites based on water quality indexes of Baima Lake

从采样期间水质类别空间分布来看(图 6)，北部湖区水质整体较差，平均处于劣 V 类，TN 超标严重(1.74 倍)，劣 V 类水质已占到全湖劣五类水质的 50%。这是因为北部入湖河流污染严重，尤其是浍河、花河，曾经一度被当做纳污河道，接纳区域大量生产、生活废水，大量污染源随入湖河流进入白马湖湖体，进入湖泊的污染物难以依靠较低的湖体自净能力得以降解，长期累积导致北部湖区水质较差。考虑到南水北调东线工程正好穿越白马湖北部湖区(图 1)，因此，北部湖区劣 V 类水会对南水北调水质产生直接影响。中部湖区和东部湖区水质平均处于 V 类，主要是因为该区域农村人口密集，湖泊沿岸种植业和分散养殖较多，特别是雨季会有大量的外源物质经径流携带入湖；加之农村生活污染处理水平低，农灌排水通过泵站直接入湖，导致湖泊水质较差；南部湖区水质平均处于 IV 类，营养盐浓度较低，这主要是因为流域内的金湖县污染物排放量较少，且南部湖区，藕塘大面积分布，水生植物生长茂盛，水域开阔，湖水自净能力较强。但南部湖区个别岛屿住有居民，生活污染直接入湖对局部水域水质有直接影响。

基于采样期间白马湖水质指标的聚类分析来看(图 6)，所有采样点共分成 3 组，其中第 1 组包括样点 B1、B2、B7、B11、B17 和 B21，第 2 组包括采样点 B5、B15、B19、B20、B22—B24，其余采样点聚为第 3 组。从采样点分布示意图上(图 1)可以看出，1 组采样点主要位于白马湖北部劣 V 类水质分布区域以及中部和南部个别区域，除 B21 采样点外，这些水质较差的采样点均位于河流入湖口附近，湖水受入湖河流影响较大。2 组采样点主要位于南部湖区，流域内金湖县污染排放量较少，且南部湖区水生植物生长茂盛，湖水受污染程度最小。3 组采样点主要位于中部湖区和东部湖区，水质基本处于 V 类。白马湖水质指标的聚类结果与水质空间分布趋势基本一致。这再次说明，陆域污染源输入是决定白马湖水质空间异性和水质下降的主要因素。

为了进一步确定是哪些水质指标差异产生了上述结果的差异，分别对各组水质指标进行主成分分析(表 3)，结果表明:1 组前 2 个主成分分量，2 组前 3 个主成分分量，3 组前 4 个主成分分量的累计贡献率均超过 80%，本包含了 11 项水质指标的信息。各组主成分分析的结果表明，不同湖区之间影响湖水水质的主要因素差异很大。

表 3 各组采样点水质组分的主成分分析结果

变量	1 组		2 组			3 组			
	PCI	PC2	PCI	PC2	PC3	PCI	PC2	PC3	PC4

pH	0.41	0.87	0.24	-0.21	0.87	0.20	-0.68	-0.65	0.13
DO	0.29	-0.92	-0.26	0.76	0.20	0.08	0.80	-0.34	-0.03
T	0.09	0.96	0.78	-0.14	0.50	0.21	-0.09	0.64	0.53
COD <sub>m</sub>	0.98	-0.18	-0.72	-0.49	0.23	0.19	0.78	0.49	0.06
TN	0.83	0.12	0.93	0.21	0.20	0.69	0.27	-0.50	0.18
TDN	-0.35	0.84	0.89	0.23	0.34	0.68	0.30	0.27	0.46
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	-0.06	0.53	-0.01	0.73	-0.47	-0.75	-0.33	0.12	0.46
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	-0.96	-0.23	0.38	0.87	0.17	-0.52	0.11	0.44	-0.64
TP	0.38	-0.22	0.82	-0.04	-0.56	-0.68	-0.50	0.25	0.23
TDP	0.87	-0.43	0.75	-0.56	-0.20	0.82	-0.34	0.34	-0.10
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	0.94	-0.21	0.85	-0.23	-0.39	0.75	-0.53	0.16	-0.02
贡献率 (%)	50.52	32.69	41.62	29.53	16.59	33.44	23.81	16.58	12.09
累计贡献率 (%)	50.52	83.21	41.62	71.15	87.75	33.44	57.25	73.83	85.92

在1组中,第1主成分分量(占50.52%)与COD<sub>m</sub>、TN、TDP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P正相关,与NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N反相关,可以解释为入湖河流输入的营养物质。第2主成分分量(占32.69%)与pH、T、TDN正相关,与DO反相关。说明造成白马湖北部局部湖区以及中部和南部湖区个别采样点位水质最差的主要因子是COD<sub>m</sub>、磷盐、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TN。

在2组中,第1主成分分量(占41.62%)与TN、TDN、TDP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P、TP、T正相关,与COD<sub>m</sub>负相关,第2主成分分量(占29.53%)与NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、DO正相关,第3主成分分量(占16.59%)与pH正相关,湖泊中生物群落新陈代谢对pH影响较大,且南部湖区水草茂盛,水生植物通过光合作用水的光解,释放出OH<sup>-</sup>,并吸收水中的CO<sub>2</sub>,从而提高了湖水的pH。主成分分析结果表明:南部湖区不同形态的氮盐、磷盐、pH和COD<sub>m</sub>是影响水质的主要因子。

在3组中,第1主成分分量(占33.44%),与TDP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P正相关,与NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N负相关,第2主成分分量(占23.81%)主要体现了DO、COD<sub>m</sub>的信息,第3主成分分量(占16.58%)主要体现了pH和T的信息,第4主成分分量(占12.09%)主要体现了NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N的信息。说明反映白马湖中部湖区和东部湖区水质特征的主要因子是氮盐、磷盐、COD<sub>m</sub>和pH。从主成分分析结果来看,与其它采样点相比,该区域湖泊水质主要污染物是各类氮盐、磷盐,尤其是NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TDP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P和COD<sub>m</sub>,具有面源污染的特征。考虑到3组中的采样点靠近流域内洪泽区和宝应县,该片区农村人口密集,种植业、畜禽养殖业和农村生活污染严重是导致湖泊水质较差的主要原因。

### 3.2 白马湖水生态系统退化加速水质污染

自然条件下,湖泊水体都具备一定的自净能力。浅水湖泊的富营养化态势主要得益于湖区周围大量的湿地与湖内水生植被的发育<sup>[23, 27]</sup>。白马湖作为典型的浅水湖泊,历史上属草型湖泊,水草覆盖率一度高达75%以上<sup>[11]</sup>,之后随着周边洼地的开发加剧和湖泊网围养殖发展,水生植物优势种群蒲草群落基本消失,且水生植被种群分布不断片段化、稀疏化和进一步萎缩。目前,白马湖水生植被覆盖率约为43%,多种水生生物消失,湖区荒漠化明显。因而,水生植物对外源营养物质的净化作用和对内源污染物释放的遏制作用相应的减弱,湖内生态系统变得脆弱和不稳定。特别是白马湖北部湖区,富营养化程度最高(图2b),已经出现过蓝藻水华。考虑到浅水湖泊从草型向藻型富营养化转化过程中生态系统功能会逐渐退化<sup>[25]</sup>,这种转变需要重视。

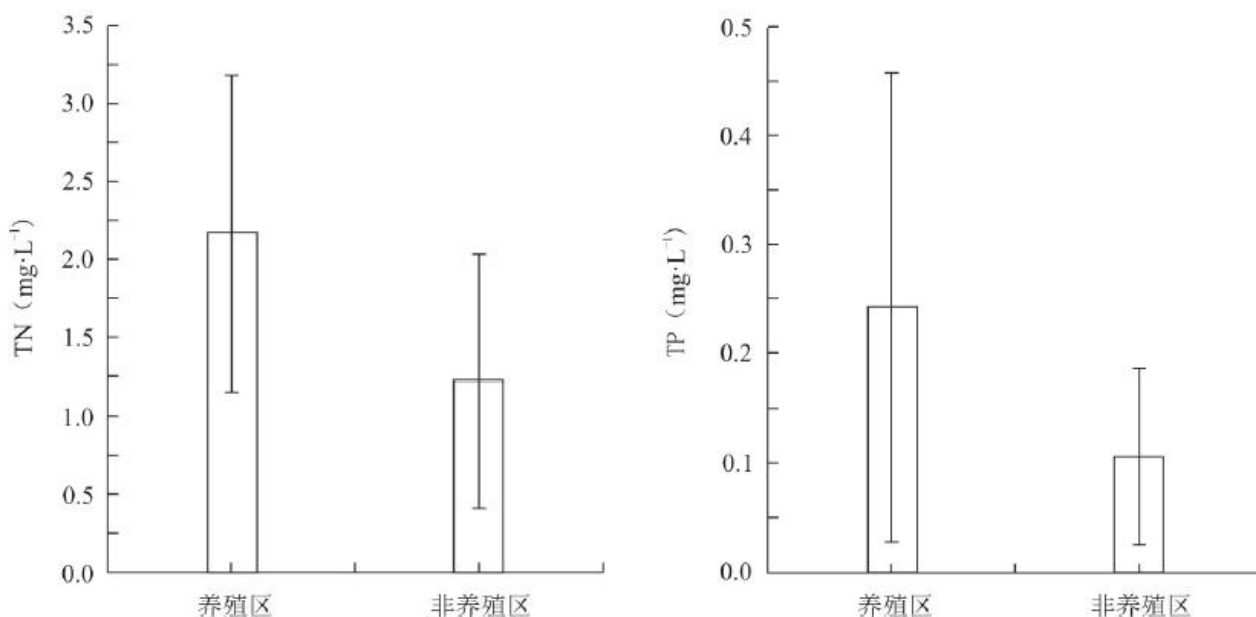


图7 不同利用方式下白马湖水体 TN 和 TP 浓度变化

Fig. 7 Variation of TN and TP in Baima Lake water under different uses

此外,伴随着人为活动的不断加强,过度的围网养殖给白马湖造成了严重污染,同时也深刻的改变着白马湖的水生态环境。目前白马湖部分区域围网养殖未取缔、围圩未清退,养殖经营粗放、技术落后,多数养殖仍处于开发初期的大块、粗养、低产的状况,高效生态健康养殖技术尚未普及。已有研究表明:围网养鱼投放的饵料中仅有25%~35%起到增加鱼类体重的作用,而鱼所摄食的饵料中有20%~30%以粪便形式进入水体;投喂的饵料又有65%~75%残留于养殖水域环境中<sup>[21]</sup>。大量的营养盐物质随着饵料和鱼类代谢产物进入水体,使得水体自净能力下降。从水产养殖区和南部李庄断面非养殖区湖水营养盐浓度变化(图7)可以看出:水产养殖区 TN、TP 浓度明显高于非养殖区( $p < 0.05$ ),这表明白马湖湖内养殖区在养殖周期内的特定时段饵料投放和鱼蟹代谢产物可对周围水体水质产生显著影响。可以认为:目前白马湖大面积网围养殖引起的水生态功能退化也是影响湖泊水质的一个原因。由此可见,白马湖水环境治理方面应更加注重水生态的恢复,削减湖内养殖污染,以提升湖泊水体自净能力。

## 4 结论

(1) 白马湖水质年际波动较大,2010~2014年期间,白马湖水体水质总体处于IV类;2015年好转为III类;之后下降为V类。白马湖水体富营养化综合指数 TLIc 呈显著增加趋势,由最初的轻度富营养化水平演变到目前的中度富营养化水平(TLIc:66.66)。

(2) 采样期间,白马湖水体主要以氮污染物为主,其次是磷污染物和耗氧污染物。湖泊水质污染程度依次为:北部湖区>东

---

部和中部湖区>南部湖区。湖水中 TN 约 83%以 TDN 的形式存在, NH<sub>4</sub>-N 占 TDN 的 65%, 其次是 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (25%); P 约 60%以 TDP 的形式存在, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 占 TDP 的 55%左右。北部湖区 TDN/TDP 比值最高(50.51±19.16) (p<0.05), P 是北部湖区藻类生长的限制因子; 中部、东部和南部湖区 TDN/TDP 比值均已适应藻类生长。

(3)陆域污染源输入是引起白马湖水质空间异质性和水质下降的主要因素, 湖内水生植被消亡和水产养殖污染引起的生态功能退化也是造成白马湖水质下降的一个原因。

致谢:感谢江苏省淮安市白马湖规划建设管理办公室工作人员在白马湖流域调研和采样过程中给予的帮助!

#### 参考文献:

[1] 李根保, 李林, 潘珉, 等. 滇池生态系统退化成因, 格局特征与分区分步恢复策略 [J]. 湖泊科学, 2014, 26(4) : 485—496.

LI G B, LI L, PAN M, et al. The degradation cause and pattern characteristics of lake dianchi ecosystem and new restoration strategy of ecoregion and step-by-step implementation [J]. J Lake Sci, 2014, 26(4) : 485—496.

[2] DAI X, ZHOU Y, MA W, et al. Influence of spatial variation in land-use patterns and topography on water quality of the rivers in flowing to Fuxian Lake, a large deep lake in the plateau of southwestern China [J]. Ecological Engineering, 2017, 99:417—428.

[3] JEPPESEN E, KRONVANG B, MEERHOFF M, et al. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations [J]. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(5) : 1930—1941.

[4] NIEMI G J, DEVORE P, DETENBECK N, et al. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance [J]. Environmental management, 1990, 14(5) : 571—587.

[5] PHILLIPS G, KELLY A, PITT J A, et al. The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus [J]. Freshwater Biology, 2005, 50(10) :1628—1638.

[6] GUO L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake [J]. Science, 2007, 317(5842) : 1166.

[7] YU T, ZHANG Y, WU F C, et al. Six-decade change in water chemistry of large freshwater lake taihu, China [J]. Environmental science & technology, 2013, 47(16) : 9093—9101.

[8] XU F, TAO S, DAWSON R W, et al. Lake ecosystem health assessment: indicators and methods [J]. Water Research, 2001, 35(13) : 3157—3167.

[9] 许其功, 曹金玲, 高如泰, 等. 我国湖泊水质恶化趋势及富营养化控制阶段划分 [J]. 环境科学与技术, 2011, 34(11) : 147—151.

---

XU Q G, CAO J L, GAO R T, et al. Trend of water quality deterioration and eutrophication control phases partition in China [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34 (11) :147— 151.

[10] NIXDORF B, MISCHKE U, RÜCKER J. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes—an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales [M] //Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages. Springer, Dordrecht, 2003: 111 —121.

[11] BAULCH H M. Asking the right questions about nutrient control in aquatic ecosystems [J]. 2013.

[12] 张晟, 李崇明, 郑坚, 等. 三峡水库支流回水区营养状态季节变化 [J]. 环境科学, 2009, 30(1) : 64—69.

ZHANG Z, LI C M, ZHENG J, et al. Seasonal variation of trophic states in backwater areas of tributaries in Three Gorges Reservoir [J]. Environmental Science, 2009, 30(1) : 64—69.

[13] SPRAGUE L A, HIRSCH R M, AULENBACH B T. Nitrate in the mississippi river and its tributaries, 1980 to 2008: are we making progress? [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(17) : 7209—7216.

[14] 贾硕岭. 白马湖水生态保护的实践与思考 [J]. 江苏水利, 2013, 3: 28—29.

JIA S L. Practice and thinking on ecological protection of baima lake, China [J]. Water Conservancy of Jiangsu, 2013 (3) :28—29.

[15] 苏海松, 梁军, 崔军. 退圩还湖对白马湖水生态文明建设的影响 [J]. 江苏科技信息, 2015, 17: 36—37.

SU H S, LIANG J, CUI J. The influence of returning to the lake and the construction of ecological civilization on baima lake [J]. Jiangsu Science and Technology Information, 2015, 17:36—37.

[16] 张天虎. 江苏白马湖的综合治理成效及问题分析与应对 [J]. 首届中国湖泊论坛论文集, 2011.

ZHANG T H. Analysis and countermeasures of comprehensive management effect and problems of baima lake in Jiangsu Province [J]. The First China Lake Forum Proceedings, 2011.

[17] 张娟, 郝达平, 鞠伟. 白马湖面源环境调查评估及防治对策研究 [J]. 治淮, 2016(6) : 18—19.

ZHANG J, HAO D P, JU W. Investigation and Evaluation of the non-point pollution and its countermeasures in Baima Lake [J]. Hydrology and water resources, 2016 (6) : 18—19.

[18] 国家环保部. 地表水环境质量评价办法(试行) [EB]. 2011, [http://www. Zhb. Gov. cn/gkml/hbb/bgt/201104/W02011040-1583735386081. pdf](http://www. Zhb. Gov. cn/gkml/hbb/bgt/201104/W02011040-1583735386081.pdf).

[19] 温周瑞, 王丛丹, 李文华, 等. 武汉城市湖泊水质及水体富营养化现状评价 [J]. 水生态学杂志, 2013, 34(5) : 62—64.

---

WEN Z R, WANG C D, LI W H, et al. Evaluation of water quality and eutrophication of urban lakes in Wuhan [J]. Journal of Hydroecology, 2013, 34(5) : 62—64.

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

JIN X C, TU Q Y. Lake eutrophication survey specification( second edition) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.

[21] 方高干, 王道虎, 吴兵, 等. 淮安市白马湖综合治理与保护开发的实践 [C]. 首届中国湖泊论坛论文集, 2011.

FANG G, WANG D, WU B, et al. Practice of comprehensive management, protection and development of baima lake in Huai' an City, China [C]. The First China Lake Forum Proceedings, 2011.

[22] 许海, 朱广伟, 秦伯强, 等. 氮磷比对水华蓝藻优势形成的影响 [J]. 中国环境科学, 2011, 31(10) : 1676—1683.

XU H, ZHU G W, QIN B Q, et al. Influence of nitrogen-phosphorus ratio on dominance of bloom-forming cyanobacteria ( Microcystis aeruginosa) [J]. China Environmental Science, 2011, 31(10) : 1676—1683.

[23] 聂泽宇, 梁新强, 邢波, 等. 基于氮磷比解析太湖苕溪水体营养现状及应对策略 [J]. 生态学报, 2012, 32(1) : 48—55.

NIE Z, LIANG X, XING B, et al. The current water trophic status in tiaoxi river of taihu lake watershed and corresponding coping strategy based on N/P ratio analysis [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(1) : 48—55.

[24] XU H, PAERL H W, QIN B, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic lake taihu, China [J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(1) : 420—432.

[25] QIN B, ZHANG Y, GAO G, et al. Key factors affecting lake ecological restoration [J]. Progress in Geography, 2014, 33(7) : 918—924.

[26] 杨万红, 周霞, 车金铃. 淮安市白马湖退圩(围)还湖对水质影响浅析 [J]. 江苏水利, 2014, (8) : 34—36.

YANG W H, ZHOU X, CHE J L. Analysis on the influence of retreat on the water quality of baima lake in Huai' an, China [J]. Water Conservancy of Jiangsu 2014 (8) : 34—36.

[27] 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 [J]. 湖泊科学, 2002, 14(3) : 193—202.

QIN B Q. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the Middle and Lower Reaches of the Yangze River [J]. Lake Science, 2002, 14(3) : 193—202.