

近 30 年长荡湖和溇湖水环境演变趋势

徐锦前^{1, 2, 3} 钟威⁴ 蔡永久^{2, 3} 龚志军^{2, 3} 温新利^{1, 31}

(1. 安徽师范大学 生态与环境学院, 安徽 芜湖 241002;

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,

江苏 南京 210008; 3. 皖江流域退化生态系统的恢复与重建省部

共建协同创新中心, 安徽师范大学, 安徽 芜湖 241002;

4. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306)

【摘要】: 为探究太湖流域中型湖泊水质时空分布规律及演变趋势, 以太湖流域上游长荡湖和溇湖为研究对象, 基于近期调查并结合历史文献资料分析其演变特征。2017~2019 季度监测结果显示: 两湖主要污染物为总氮(TN, 劣 V 类)、总磷(TP, III 类~V 类)和高锰酸盐指数(COD_{Mn}, II 类~IV 类), 水体营养水平介于轻度~中度富营养之间。通过文献调研, 并结合遥感解译, 分析了两湖 1990~2019 年 TN、TP 变化情况及其与社会经济发展因素的关系, 结果表明: (1) 1990~2005 年, 两湖水质持续恶化, 综合水质类别由 III 类变为劣 V 类; (2) 2006~2014 年, 两湖水质波动较大, 此阶段主要受一系列生态修复政策(包括围网拆除、湖区餐饮业整治、入湖氮磷削减示范工程等)影响; (3) 2017~2019 年, 两湖 TN 和 TP 浓度处于较高水平。水生植物物种丰度和覆盖度急剧下降。尤其是溇湖, 2016 年后沉水植物近乎消失, 主要优势种由沉水植物黄丝草演变为现在的挺水植物芦苇。相关性分析显示: 农业面源污染、城镇化、工业化以及水产养殖是两湖富营养化的主要原因, 但两湖 TN、TP 与围网面积二者间并无显著性相关关系。现阶段长荡湖和溇湖富营养化的治理应遵循“控源—削减—修复”的原则, 推进农村生活污水以及畜禽养殖废水达标排放, 加大湖滨带保护力度, 实施生态修复, 构建草型生态系统。

【关键词】: 浅水湖泊 中型湖泊 太湖流域 水质演变 富营养化

【中图分类号】: X522 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)07-1641-12

湖泊及其流域作为内陆生态系统的重要组成部分, 具有提供水源、渔业养殖、沟通航运, 净化污染物和调节气候等多种生态服务功能。近几十年来, 在遭受全球气候变化影响的同时, 我国湖泊面临着日益严重的人类活动威胁, 主要表现为: 大规模围垦导致湖泊面积和库容减少, 调蓄能力下降; 入湖污染物大量增加, 湖泊富营养化加剧, 藻类水华频频爆发, 水质持续恶化; 湖泊

作者简介: 徐锦前(1992~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为淡水生态学. E-mail: xujinqiantc@163.com; 龚志军 zjgong@niglas.ac.cn; 温新利 E-mail: wenxinli1977@126.com

基金项目: 中国科学院青年创新促进会项目(2020316); 安徽高校协同创新项目(GXXT-2020-075); 国家自然科学基金面上项目(41877417); 国家自然科学基金项目(U2240208)

生物资源退化,生物多样性下降;湖泊与江河水力联系阻隔,生态功能退化^[1,2,3]。

太湖流域地处长江三角洲,总面积约 3.69 万 km²。20 世纪 80 年代起,受外源营养盐大量输入和内源营养盐释放等因素影响,以太湖为代表的区域内湖泊水环境质量不断恶化,水污染和富营养化问题日益突出,尤其在 2007 年 5 月发生的太湖蓝藻危机事件更是敲响了我 国湖泊富营养化治理的警钟^[4]。因此,研究太湖流域湖泊水质演变特征及其驱动因素对于本地区富营养化治理与生态修复具有重要意义。

目前,已有众多学者对太湖流域湖泊水质变化开展了研究,特别是对太湖及其入湖河流开展了大量研究^[5,6]。相对而言,基于长时间尺度,对流域内中型湖泊水质变化分析的研究相对较少。洮湖水系位于太湖流域上游,其发源于江苏茅山地区,经长荡湖、滆湖调蓄后由漕桥河和太滆运河等河流汇入太湖,入湖水量为 15 亿 m³/a,占太湖入水总量的 20%,是太湖上游湖西区入湖污染负荷的重要来源^[7]。

本文以长荡湖和滆湖为例,基于 2017~2019 年野外调查阐述了两湖水质现状和时空差异特征,通过遥感解译分析了两湖 1984~2019 年水域开发情况,结合历史文献资料分析了 1990~2019 年 TN、TP 变化特征和水生高等植物演变特征,通过对其与主要社会经济发展因素的相关性分析,探讨水质状况的影响因素,以期 为湖泊富营养化治理制定提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

长荡湖(又名洮湖)位于常州金坛区东南部,形状呈南窄北宽,南北长约 16.0km,平均宽约 5.6km,湖泊面积约 85.31km²,平均水深 0.8~1.2m。该湖水源主要来自长江及金溧宜山丘区降水径流,主要入湖河道有大浦港、新建河及北河等;湖水经东部湟里河、中干河及北干河进入滆湖^[8]。

滆湖是太湖流域第二大湖泊,位于江苏常州市武进区,总面积约为 164km²,长约 22.1km,平均宽 6.63km,平均水深 1.5m 左右。滆湖主要入湖河道西部主要有孟津河、湟里河、北干河、中干河承接长荡湖水以及洮滆之间降雨径流,主要出湖河道有武南河、太滆运河、漕桥河等东注太湖^[9]。

1.2 样品采集与历史数据收集

根据研究区域形态特征,在长荡湖布置 6 个调查点位,滆湖布置 11 个调查点位(图 1)。为方便区分各点位特点,将长荡湖分为 3 个湖区,分别为湖北区(CDH1、CDH2),湖中区(CDH3、CDH4)和湖南区(CDH5、CDH6);将滆湖分为 3 个湖区,分别为湖北区(GH8、GH9、GH10、GH11),湖中区(GH4、GH5、GH6、GH7)和湖南区(GH1、GH2、GH3)。于 2017~2019 年,按季度(2、5、8、11 月)对长荡湖和滆湖进行水样采集。现场使用 YSI-EX0 多参数水质分析仪测定 pH、溶解氧(DO),使用塞氏盘测定透明度(SD),使用有机玻璃采水器采集水样 1L 冷藏后带回实验室测定其他理化指标。水样经 GF/F 滤膜过滤后测定叶绿素 a(Chl. a)和氨氮(NH₃-N),未过滤的水样用于测定总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})和生化需氧量(BOD₅)。TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,TP 采用钼酸铵分光光度法测定,NH₃-N 采用纳氏试剂分光光度法测定,Chl. a 采用丙酮萃取分光光度法测定,COD_{Mn}采用快速催化分光光度法测定,BOD₅采用稀释与接种法测定,上述理化指标的实验室测定参照《水和废水监测分析方法》(第四版)^[10]中相关要求。

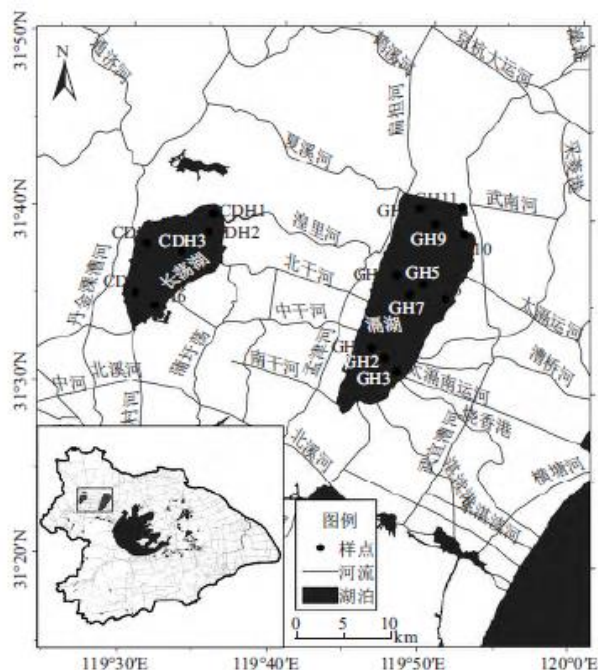


图1 长荡湖和溇湖采样点分布

通过历史文献调研,获取了长荡湖和溇湖 1990~2016 年 TN 和 TP 数据,其中长荡湖 1997~2007 年数据来自文献[11],2005~2012 年数据来源于文献[12];溇湖 1990~2016 年数据来源于文献[13]。同时,通过常州统计年鉴,获取了常州武进区和金坛区 1990~2019 年氮肥和磷肥施用量(折纯量)、农药使用量、淡水产品养殖量和工业废水排放总量。水生高等植物资料来源主要基于历史文献^[11,26,27,28],2017 年为未发表数据。

1.3 1984~2019 年水域开发情况遥感解译

为研究区土地开发利用历史及现状,基于 Landsat 系列多光谱遥感卫星影像(<https://earth-explorer.usgs.gov/>, 重访周期为 16d)和 World wide Reference System-2path/row 系统(长荡湖、溇湖地区对应的 path/row 号分别为 path=119,row=038),筛选出长荡湖和溇湖 1984~2019 年的 Landsat 影像。利用 ENVI 软件对研究区遥感影像进行预处理,主要包括辐射校正以及大气校正,其中大气校正采用 FLASH 大气校正工具;基于 Arcmap 软件进行遥感影像目视解译,获取研究区土地开发利用变化数据集,并将研究区划分为圈圩、围网、林草、水体及其他共五类区域。

1.4 数据分析

利用 Microsoft Excel2016 和 SPSS25.0 软件进行数据整理、统计分析和制图。不同湖区各环境因子均值差异的显著性检验采用单因素方差分析法。水质指标等级评价参照国家《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)。湖泊富营养化指数 TLI 采用 Chl. a、TP、TN、SD 和 COD_{Mn} 五参数法^[14]计算得出,以 0~100 对营养状态进行分级: $TLI < 30$ 为贫营养; $30 \leq TLI \leq 50$ 为中营养; $TLI > 50$ 为富营养; $50 < TLI \leq 60$ 为轻度富营养; $60 < TLI \leq 70$ 为中度富营养; $TLI > 70$ 为重度富营养。Chl. a、TP、TN、SD 和 COD_{Mn} 的权重分别为 0.267、0.188、0.179、0.183 和 0.183。

2 结果与讨论

2.1 两湖水质现状

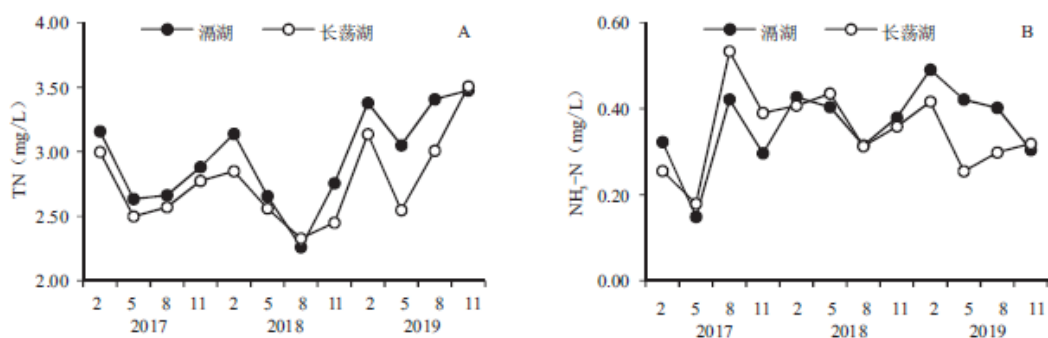
2.1.1 季度变化

2017~2019 年长荡湖和滆湖各环境因子季度变化如图 2 所示。其中, 长荡湖 TN、NH₃-N、TP、COD_{Mn}、BOD₅、SD、DO 和 Chl. a 的平均值分别为 2.76±0.04mg/L、0.34±0.01mg/L、0.094±0.001mg/L、4.89±0.05mg/L、4.07±0.06mg/L、0.37±0.01m、7.64±0.08mg/L 和 18.88±0.18 μg/L; 滆湖 TN、NH₃-N、TP、COD_{Mn}、BOD₅、SD、DO 和 Chl. a 的平均值分别为 2.95±0.06mg/L、0.36±0.01mg/L、0.116±0.003mg/L、5.25±0.07mg/L、4.28±0.06mg/L、0.33±0.01m、7.60±0.12mg/L 和 19.39±0.39 μg/L。参照地表水环境质量标准 (GB3828-2002), 两湖 TN 浓度劣于 V 类, NH₃-N 浓度介于 I 类~III 类之间, TP 浓度介于 III 类~V 类之间, BOD₅ 和 COD_{Mn} 浓度介于 II 类~IV 类之间。2017~2019 年长荡湖、滆湖综合营养指数 TLI 均值分别为 59.33 和 62.39 (图 3), 介于轻度~中度富营养化之间。对两湖水质进行对比, 长荡湖略微优于滆湖。

在季节尺度上, 两湖各环境因子变化趋势相似, 其中 BOD₅、Chl. a 和 COD_{Mn} 浓度呈先上升后下降趋势, DO 和 TN 浓度呈先下降后上升趋势, SD 和 TP 季节差异较小。BOD₅ 和 COD_{Mn} 均可作为表征有机污染的指标, 单因素方差分析结果显示两湖夏季 COD_{Mn} 浓度显著高于其它三季 ($p<0.05$)。一方面, 夏季降雨较多, 城市面源污染、农村生活污水和畜牧养殖废水随地表径流经河道流入湖泊中导致外源输入的 COD 含量增加^[15]; 另一方面, 夏季浮游植物生物量较高, 其大量死亡后释放出大量有机物进入水体, 从而导致水体 COD 浓度升高, 表现出与 Chl. a 浓度相同的变化趋势 (夏季 Chl. a 平均值 $>20 \mu\text{g/L}$, 显著高于其他季节 ($p<0.05$)), 这也与太湖北部湖区和千岛湖 COD 值的季节性变化一致^[16,17]。两湖 DO 浓度表现为冬季 $>$ 春、秋季 $>$ 夏季 ($p<0.05$), 这主要与温度有关。长荡湖和滆湖都属于浅水湖泊, 平均水深不足 2m, 而表层 DO 常随温度降低而升高, 冬季气温较低, 氧在水中的溶解度较大^[18]。长荡湖和滆湖 TN 变化趋势同样为冬季 $>$ 春、秋季 $>$ 夏季 ($p<0.05$)。春夏蓝藻大量生长繁殖, 会消耗水中的无机氮和有机氮, 导致春夏 TN 浓度较低, 这也符合太湖流域不同季节 TN 的变化趋势^[19]; 而冬季水温偏低, 微生物活性减弱, 反硝化速率降低, 污水处理厂脱氮效率降低^[20], 导致冬季两湖水体中 TN 含量升高。

2.1.2 空间变化

由图 4 可知, 2017~2019 年长荡湖湖南区 DO 浓度显著高于湖北区 ($p<0.05$), 湖中区 Chl. a 浓度显著高于湖南区、湖北区 ($p<0.05$), 不同湖区之间 TN、NH₃-N、TP、COD_{Mn} 和 BOD₅ 浓度均无显著性差异。长荡湖水环境因子的空间差异性可能与其水生植物的分布有关。已有研究表明, 水生高等植物可通过茎叶拦截、吸附水中颗粒物, 从而降低水体悬浮物含量, 抑制沉积物中营养盐再悬浮^[21]。2017 年 7 月, 长荡湖水生高等植物主要分布在南部围网区和西北部近岸湿地附近^[22], 使得湖南区 DO 浓度较高。浅水湖泊中, 浮游藻类和水生高等植物处于同一营养级, 同属于初级生产者, 由于竞争作用会相互抑制各自的生长^[23], 长荡湖湖中区水生高等植物退化严重, 浮游植物占据优势, 使得湖中区 Chl. a 浓度偏高。



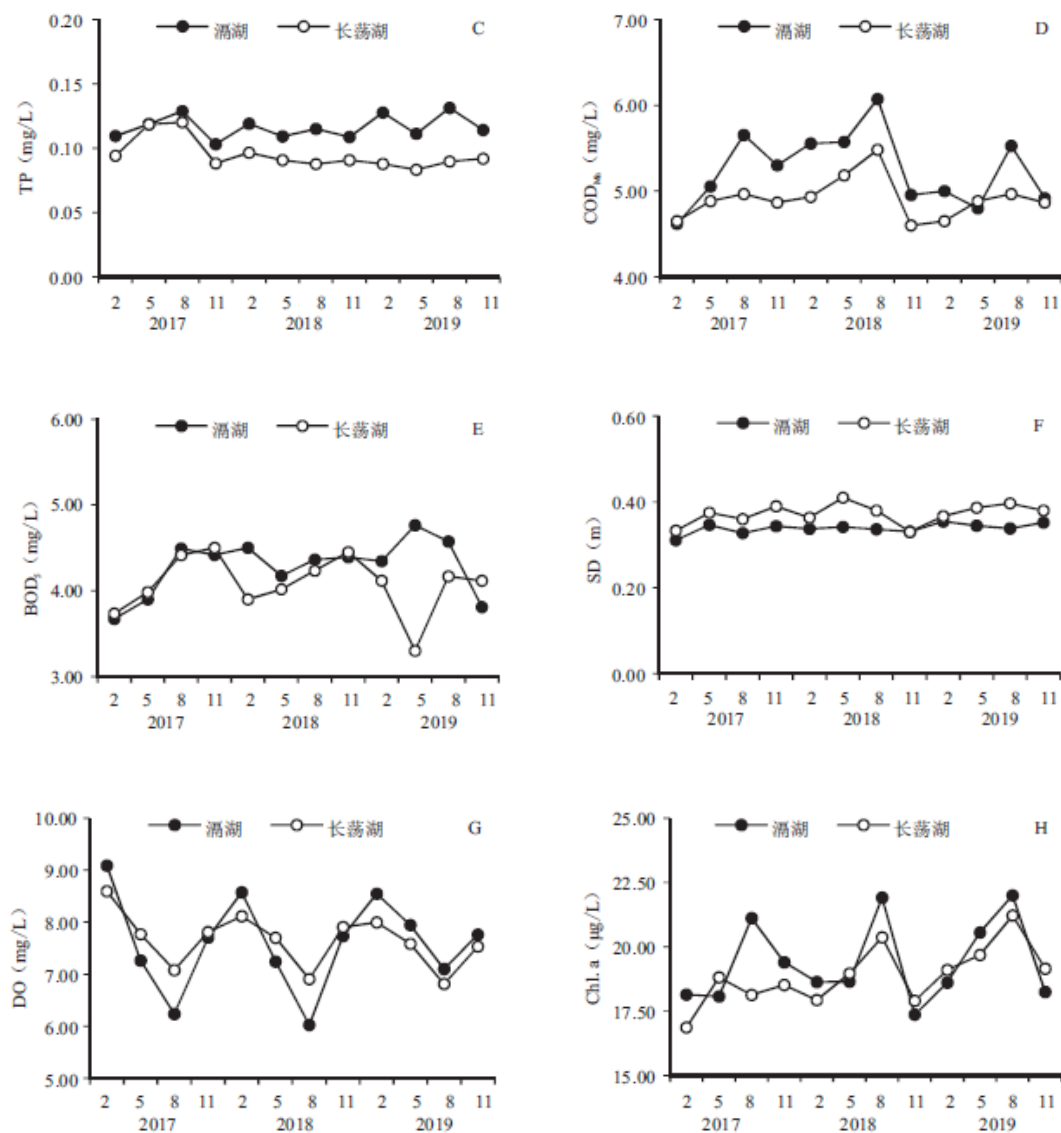


图 2 长荡湖和溇湖各环境因子季节变化(2017~2019)

2017~2019 年, 溇湖 TP、BOD₅ 和 COD_{Mn} 和最大值分别为 0.245、7.60 和 8.80mg/L, 均出现在湖南区, 显著高于湖北区和湖中区 ($p < 0.05$), 这可能与溇湖的围网养殖活动有关系。溇湖围网养殖区主要位于湖南区, 由围网养殖产生的饵料残留和排泄物等加剧了湖南区的有机污染, 使得湖南区 TP、BOD₅ 和 COD_{Mn} 浓度高于其它湖区, 这与已有研究结论一致^[24]。TN、NH₃-N、SD 和 Chl. a 恰恰相反, 它们的最小值分别为 1.76mg/L、0.04mg/L、0.25m 和 10.30 μg/L, 同样出现在湖南区, 显著低于湖北区和湖中区 ($p < 0.05$)。溇湖 5 条入湖河流中, 扁担河和湟里河是溇湖污染物的最主要来源, 据蔡金榜等^[9], 2016 年扁担河和湟里河入湖总氮量分别占总入湖总氮量的 45% 和 30%, 上游工农业废水经河道进入溇湖, 导致湖北区和湖中区 TN 浓度较高。

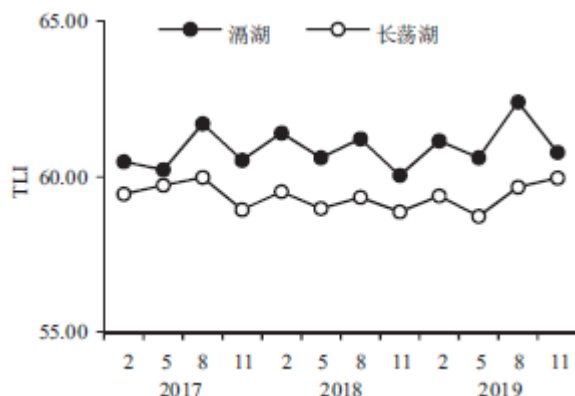


图3 长荡湖和溇湖 TLII 变化趋势 (2017~2019)

2.2 近 30 年 TN、TP 变化及水域开发利用变化遥感解译

1990~2019 年,长荡湖和溇湖 TN 浓度变化范围为 0.57~3.04 和 0.70~4.13mg/L,TP 浓度变化范围为 0.049~0.286 和 0.037~0.199mg/L。从 TN 长期数据来看,两湖变化趋势相似,大致可分为 3 个阶段(图 5A):上升期(1990~2005 年,长荡湖和溇湖 TN 水平分别由 III 类和 IV 类上升至劣 V 类);波动期(2006~2016 年)和维持稳定期(2017~2019 年,基本保持劣 V 类)。近 30 年 TP 数据表明两湖变化趋势差异较大(图 5B):长荡湖 TP 变化情况大致可分为上升期(1990~2010 年,TP 水平由 III 类上升至劣 V 类)和下降期(2011~2019 年,2019 年恢复到 IV 类水平)2 个阶段;溇湖 1990~2016 年 TP 变化趋势与溇湖 TN 变化趋势保持一致,但 2017~2019 年 TP 浓度略有下降,仍处于 V 类水平。

卫星遥感影像解译结果显示:1984 年长荡湖圈圩面积为 10.96km²,未发现围网养殖区。到 1995 年,围网养殖面积已达 16.46km²,占比 13.62%,主要分布在湖区西北部。1984~2000 年,圈圩面积在持续扩张,占比由 9.06%上升至 30.39%。2005~2013 年围网养殖面积持续扩张,并于 2013 年达最高值,为 38.96km²,占湖区总面积的 32.23%。2009 年,长荡湖开展湖区围网及周围餐饮整治工作,2010 年长荡湖国家级水产种质资源保护区被批准建立。受此影响,2013 年以后,长荡湖围网养殖面积呈下降趋势,2019 年围网拆除面积高达 20.63km²,围网总面积仅为 9.03km²,远低于 1995 年水平(图 6)。

1984 年溇湖开始围网养殖。1990~2005 年,是溇湖围网养殖的迅猛发展期,其中 1995 年增长率高达 281%,2000 和 2005 年增长率分别为 33.51%、25.20%,2005 年围网养殖总面积为 25.09km²,占湖泊总面积的 12.93%。2005 年至 2014 年为稳定发展期,围网养殖面积基本维持在 25km²左右,总体变化较小。2014 年常州市武进区和无锡宜兴市开展围网拆除工作。到 2019 年,溇湖围网养殖区基本完成拆除,仅余零星围网尚存(图 7)。

2.3 近 30 年水生高等植物演变特征

20 世纪 80 年代以来,长荡湖和溇湖水生高等植物种类大幅下降,优势种演替明显。1984 年长荡湖水生植物共计 25 种,沉水植物 10 种,其中沉水植物黄丝草(*Potamogeton maackianus*)遍布湖区^[25]。1999 年长荡湖水生植物为 21 种,优势种为金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)和轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)^[11]。2017 年长荡湖水生高等植物共计 13 种,沉水植物 1 种(金鱼藻,仅 8 月采集到),优势种为挺水植物芦苇(*Phragmites australis*)、浮叶植物荇菜(*Nymphoides peltatum*)、漂浮植物凤眼蓝(*Eichhornia crassipes*)、浮萍(*Lemna minor*)和槐叶苹(*Salvinia natans*)。1992~1994 年溇湖水生维管束植物共计 44 种,沉水植物 13 种,主要形成了黄丝草群落、苦草(*Vallisneria spiralis*) + 轮叶黑藻—黄丝草 + 菹草(*Potamogeton crispus*)群落、菹草 + 苦草—黄丝草 + 聚草(*Myriophyllum spicatum*)群落、槐叶苹群落四大群落^[26]。1999~2009 年溇湖沉水植物迅速退化,到 2009 年仅金鱼藻、菹草、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)、马来眼子菜(*Potamogeton wrightii*)、黑藻和苦草可见^[28]。2017 年

漏湖水生高等植物共计 12 种，主要优势种为挺水植物的芦苇和茭草 (*Zizania latifolia*)。

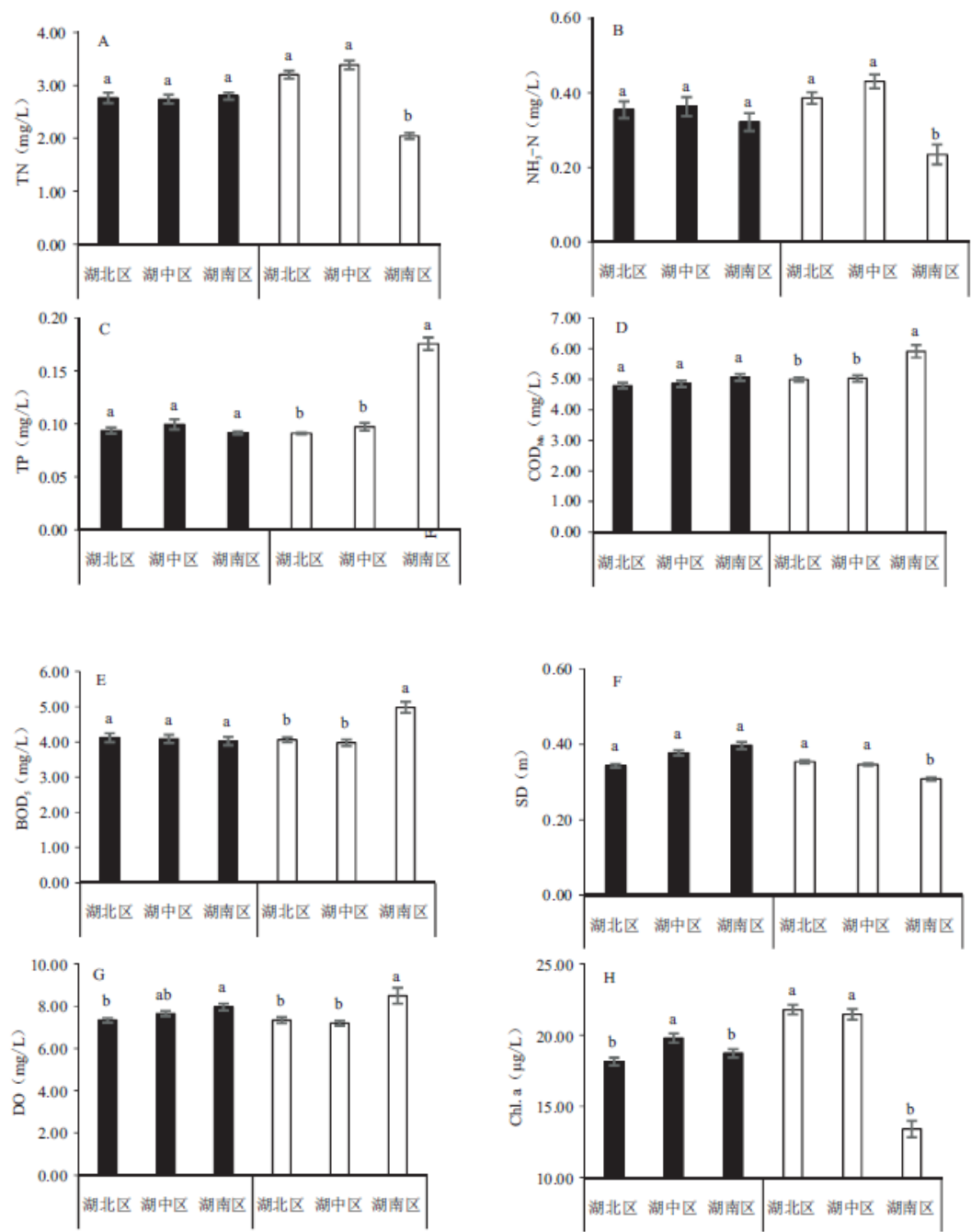


图 4 长荡湖和漏湖不同湖区环境因子均值比较 (2017~2019)

注：数据为平均值±标准误；柱状图上相同字母表示差异不显著 ($p>0.05$)，不同字母表示差异显著 ($p<0.05$)。

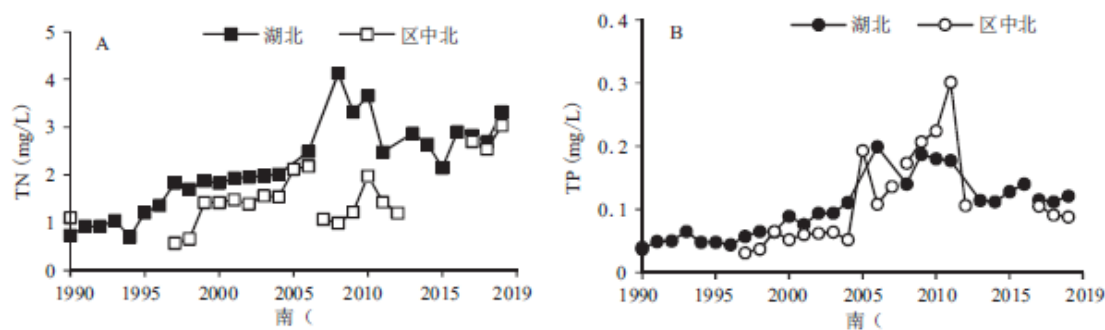


图 5 长荡湖和滆湖 TN(A) 和 TP(B) 平均浓度年际变化(1990~2019)

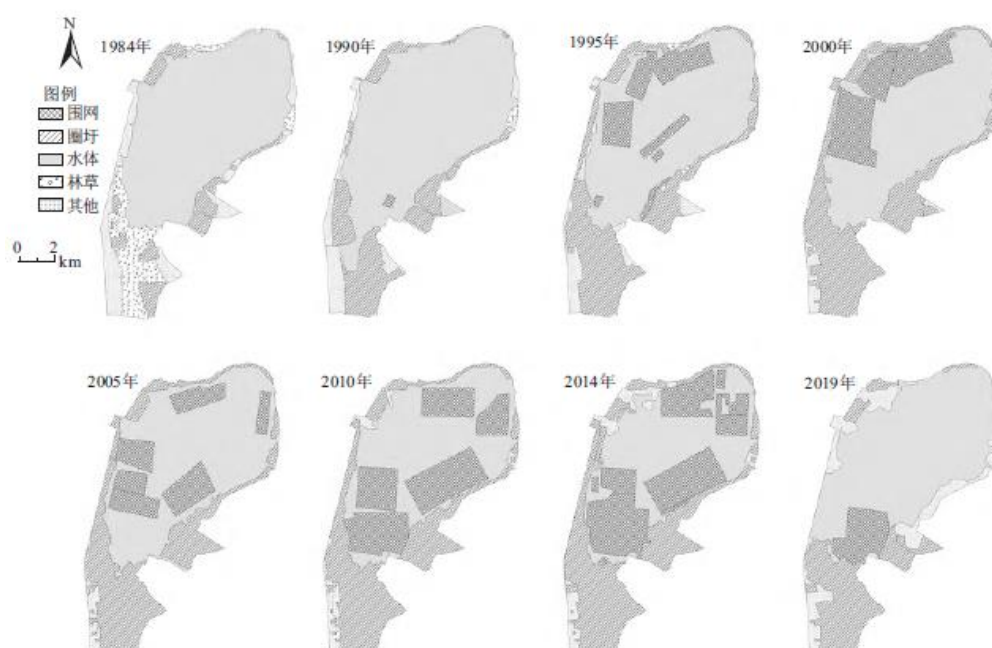


图 6 长荡湖 1984~2019 年水域变化遥感解译

近 30 年来长荡湖水生植物的覆盖面积锐减(图 8)。1984 年,长荡湖水生植被面积约 76.5km^2 , 约占全湖面积的 90%^[25];1999 年覆盖度已降至 53%^[11];2013 年,长荡湖沉水植物覆盖面积不足 30%, 主要分布在南部养殖区^[27];2017 年主要分布在长荡湖的沿岸带,湖心区水生植物种类和生物量较低。滆湖水生植物以沉水植物为主,但沉水植物退化更为严重(图 9)。1992~1994 年,滆湖水生植被覆盖度均在 95%以上,沉水植物黄丝草遍布全湖^[26]。1999 年后受浮游植物数量急剧上升影响,滆湖沉水植物以每年 10%以上的速度开始锐减。2004 年沉水植物覆盖度仅为 14%;到 2009 年滆湖沉水植物覆盖度已不足 1%,仅南部苦草、中部马来眼子菜呈点状分布,北部金鱼藻呈块状分布,伴生菹草、黑藻、苦草和马来眼子菜^[28]。2016 年后滆湖沉水植物近乎消失,2017 年主要优势种芦苇和茭草,主要呈不连续带状分布在滆湖的沿岸区域,湖心区除了在部分围网附近有少量菱(*Trapa bispinosa*)和极少量的荇菜出现外,基本属于藻类占优势的无水草区。



图7 淝湖 1984~2019 年水域变化遥感解译

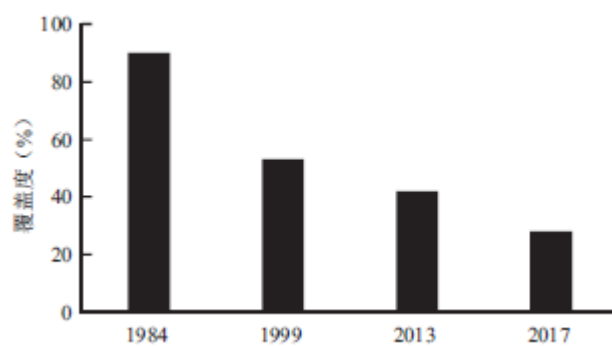


图8 长荡湖水生植物覆盖度变化情况

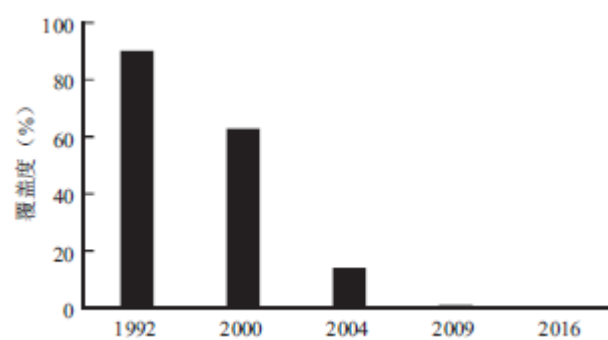


图 9 溇湖沉水植物覆盖度变化情况

近 30 年来,两湖浮游植物尤其是蓝、绿藻大量繁殖,导致溶解氧下降,湖水透明度下降,沉水植物无法得到足够的光照,其覆盖度和生物量大幅降低。除营养盐、DO、透明度、水位、风浪等自然因素外,过度的人类活动同样导致了两湖水生植物的退化。一方面,围网养殖的饲料以水草为主,人为地不合理收割以及大面积的围网导致水生植被面积下降;另一方面,水生植物的死亡腐烂和水生植被面积的减少降低了水体的自净能力和对蓝藻等浮游植物的抑制作用,使底泥中污染物释放再悬浮的可能性大大增加,进而加剧水体富营养化进程^[29],最终两湖由“清草型”湖泊退化为“浊藻型”湖泊。

2.4 TN、TP 与社会经济发展因素的相关性分析

长荡湖和溇湖水质下降,呈现富营养化状态,主要表现为湖区氮、磷的超负荷增加。为了解人类活动对两湖 TN、TP 的影响,对 1990~2019 年长荡湖、溇湖 TN、TP 与金坛区、武进区相关社会经济发展因素进行了 Spearman 相关性分析,结果见表 1。统计结果显示:长荡湖 TN 与氮肥施用量呈极显著负相关($p<0.01$),与淡水产品产量和工业废水排放量呈极显著正相关($p<0.01$),溇湖 TN 与氮肥和磷肥施用量呈极显著负相关($p<0.01$),TP 与氮肥和磷肥施用量呈极显著负相关($p<0.01$),TP 与淡水产品产量呈显著正相关($p<0.05$)。

1990~1996 年,武进区化肥施用量呈增加趋势(图 10),相关性分析显示,溇湖 TN 与氮肥和磷肥施用量呈正相关,但不显著,说明农业面源污染是此阶段溇湖富营养化进程的推动因素;1996 年后,武进区氮肥使用量呈下降趋势。近 30 年两湖 TN、TP 与氮肥和磷肥施用量呈负相关,可能与常州市的城镇化进程有关,耕地面积大规模缩减,而常州市商品房屋施工面积由 1990 年的 0.34km^2 锐增至 2019 年的 36.5km^2 ,增加了 107 倍。除此之外,工业化进程同样加剧了湖泊的富营养化进程。上世纪 90 年代初虽然工业废水排放量较低,但达标率同样较低;1995 年后,工业废水达标率已达到 95%以上,但排放量大大增加。长荡湖 TN 与工业废水排放总量呈显著正相关($p<0.05$)说明了“外源污染是湖泊富营养化的重要途径”,这也与前期关于太湖流域湖泊富营养化成因的研究结果一致^[30]。

长荡湖和溇湖均属于典型的渔业湖泊,渔业养殖极大推动了湖泊的富营养化进程。统计分析结果显示,长荡湖 TN 与淡水产品产量呈极显著正相关,与围网面积呈正相关,也印证了这一观点,说明水产养殖是长荡湖富营养化的重要成因。水产养殖需要投放大量饵料,但饵料中氮磷产品的转化率普遍较低,例如虾池塘内饵料中氮磷的保留率不足 21%,未消化的少量以悬浮颗粒物、溶解态有机氮和无机氮的形式存在水体中,大部分进入水体沉积物中^[31],同样加剧了水质恶化。但两湖 TN、TP 与围网面积二者间并无显著性相关关系($p>0.05$),可能是围网养殖投放的饵料在水动力较弱的围网内沉积到沉积物中。

2007 年爆发的太湖蓝藻危机事件敲响了我我国湖泊富营养化治理的警钟,2009 年常州市大力开展围网拆除、湖区旅游业整治和生态修复工作,2010 年后两湖总氮和总磷出现下降趋势,说明这一系列工作颇有成效。但湖泊的富营养化治理并非一日之功,溇湖 2014~2019 年围网大规模拆除,但 TN 出现反弹趋势,说明其生态系统的修复工作任重而道远。

针对长荡湖和溇湖的外源污染和内源污染导致的富营养化和水质恶化,需要从源头抓起,持续优化调整产业结构,大力推进农村生活污水以及畜禽养殖废水达标排放。另外,在控源截污的前提下,恢复水生植物是控制湖泊富营养化和净化水质的一个有效途径^[32]。目前长荡湖和溇湖围网拆除工作基本完成,在此基础上还应加大湖滨带保护力度,实施生态修复,包括水生植物修复、退圩还湿岸线综合整治工程,构建稳定的草型生态系统。

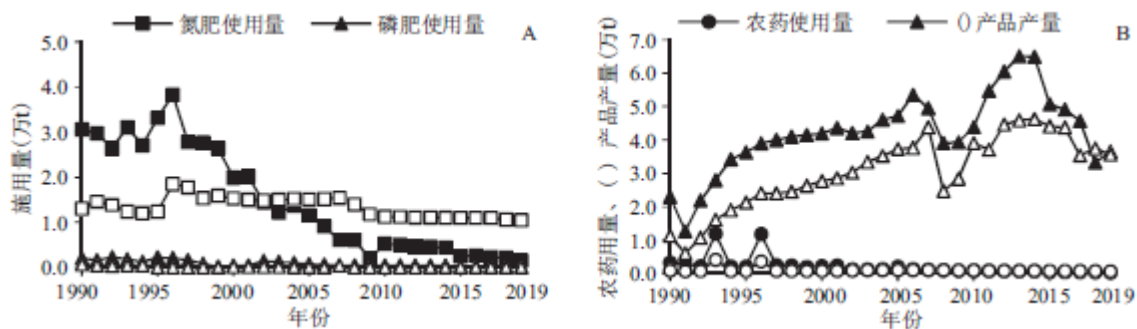


图 10 常州市 1990~2019 年氮、磷肥施用量(折纯量)(A)、农药使用量和淡水产品产量(B)

注：实心代表武进区，空心代表金坛区。

表 1 1990~2019 年长荡湖和滆湖 TN、TP 与社会经济发展因素的 Spearman 相关性系数

社会因素	长荡湖		滆湖	
	TN	TP	TN	TP
氮肥施用量	-0.515**	-0.401	-0.858**	-0.868**
磷肥施用量	0.177	-0.431*	-0.733**	-0.719**
农药使用量	-0.093	0.369	-0.817**	-0.847**
淡水产品产量	0.698**	0.593**	0.635*	0.791*
工业废水排放量	0.814**	0.475	/	/
围网面积	0.536	0.179	0.214	-0.083
围圩面积	0.464	0.536	0.476	0.450

注：/表示未收集到足够数据故未分析；*表示在 0.05 水平上显著相关；**表示在 0.01 水平上显著相关。

3 结论

(1) 长荡湖和滆湖近 30 年水环境方面资料表明,1990 年以后两湖水环境状况发生了较大变化,大致可分为 3 个阶段:①1990~2005 年,两湖水质持续恶化,综合水质由 III 类变为劣 V 类;②2006~2014 年,两湖水质波动较大,在常州市政府采取围网拆除、湖区餐饮业整治等措施后, TN 和 TP 浓度出现下降趋势;③2017~2019 年,两湖主要污染物为 TN、TP 和 COD_{Mn} ,水体总体处于轻度~中度富营养水平。

(2) 近 30 年来,长荡湖和滆湖水生植物物种丰度和覆盖度急剧下降。尤其是滆湖,2016 年后沉水植物近乎消失,主要优势种演变为挺水植物芦苇。

(3)相关性分析显示:农业面源污染、城镇化、工业化以及水产养殖是两湖富营养化的主要原因,但两湖 TN、TP 与围网面积二者间并无显著性相关关系。

(4)常州市政府实施的相关生态修复政策对长荡湖和滆湖水污染治理具有重大作用。在后期治理中,仍应遵循“控源一削减一修复”的原则,大力削减外源输入,加大湖滨带保护力度,实施生态系统修复。

参考文献:

[1]WU X D,LI W C,PAN J Z,et al.Restoration in northern Lake Gehu,a eutrophic lake in China[J].Chinese Journal of Oceanology and Limnology,2017,35(6):1417-1431.

[2]GE Y W,ZHANG K,YANG X D.Long-term succession of aquatic plants reconstructed from palynological records in a shallow freshwater lake[J].Science of the Total Environment,2018,643:312-323.

[3]羊向东,董旭辉,陈旭,等.长江经济带湖泊环境演变与保护、治理建议[J].中国科学院院刊,2020,35(8):977-987.

[4]QIN B Q,ZHU G W,GAO G,et al.A drinking water crisis in Lake Taihu,China:Linkage to climatic variability and lake management[J].Environmental Management,2010,45(1):105-12.

[5]WU Z S,WANG X L,CHEN Y W,et al.Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin,China[J].Science of the Total Environment,2018,612:914-922.

[6]WANG J L,FU Z S,QIAO H X,et al.Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli,Lake Taihu,China[J].Science of the Total Environment,2019,650(Pt 1):1392-1402.

[7]张毅敏,张永春,高月香,等.河湖相连水系水体污染控制技术与策略[J].生态与农村环境学报,2010,26(S1):9-13.

[8]彭俊翔,伍永年,胡维平,等.长荡湖近 61a 降水量演化特征[J].长江流域资源与环境,2016,25(2):292-299.

[9]蔡金榜,孙旭,苏良湖,等.滆湖污染源调查与分析[J].江苏农业科学,2018,46(5):224-227.

[10]国家环境保护总局编.水和废水监测分析方法[M].第四版.北京:中国环境科学出版社,2002.

[11]王晓杰.长荡湖水质变化分析及污染控制对策[J].人民长江,2009,40(9):20-22.

[12]赵苇航,朱戡,朱亮,等.长荡湖水环境变化趋势及其主要影响因子[J].水资源保护,2014,30(6):48-53.

[13]XU X,ZHANG Y B,CHEN Q,et al.Regime shifts in shallow lakes observed by remote sensing and the implications for management[J].Ecological Indicators,2020,113(C):106285-106285.

[14]王明翠,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(5):47-49.

[15]王顺天,雷俊山,贾海燕,等.三峡水库 2003~2017 年水质变化特征及成因分析[J].人民长江,2020,51(10):47-53,127.

-
- [16]张运林, 杨龙元, 秦伯强, 等. 太湖北部湖区 COD 浓度空间分布及与其它要素的相关性研究[J]. 环境科学, 2008, 29(6):1457-1462.
- [17]笪文怡, 朱广伟, 吴志旭, 等. 2002~2017 年千岛湖浮游植物群落结构变化及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2019, 31(5):1320-1333.
- [18]曾春芬, 黄文钰, 王伟霞, 等. 天目湖溶解氧分布特征及环境影响因子[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 19(4):445-451.
- [19]汪晓燕, 钟声. 不同季节太湖流域氨氮与总氮含量变化研究[J]. 安徽农业科学, 2014, 42(25):8712-8713.
- [20]魏小涵, 毕学军, 尹志轩, 等. 温度和 DO 对 MBBR 系统硝化和反硝化的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(2):612-618.
- [21]代培, 阎明军, 周游, 等. 太湖五里湖沿岸带浮游植物群落生态特征(2014~2015 年)[J]. 长江流域资源与环境, 2018, 27(10):2348-2357.
- [22]付言言, 赵凯, 张响, 等. 长荡湖水生植物群落组成及分布格局[J]. 湿地科学与管理, 2020, 16(4):27-31.
- [23]王海珍, 陈德辉, 王全喜, 等. 水生植被对富营养化湖泊生态恢复的作用[J]. 自然杂志, 2002(1):33-36.
- [24]管祥洋, 孔明, 张毅敏, 等. 溧湖水华初期浮游植物群落特征及与水环境因子相关性分析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(3):901-914.
- [25]朱清顺. 长荡湖水生植被动态及其渔业效应的研究[J]. 水产学报, 1989(1):24-35.
- [26]周刚. 溧湖水生植物生物量、演替规律及合理利用[J]. 湖泊科学, 1997(2):175-182.
- [27]吴晓东, 潘继征, 李文朝, 等. 长荡湖夏季水生植被现状及生态修复措施[A]. 湖泊湿地与绿色发展——第五届中国湖泊论坛论文集, 2015:306-311.
- [28]陶花, 潘继征, 沈耀良, 等. 溧湖沉水植物概况及退化原因分析[J]. 环境科技, 2010, 23(5):64-68.
- [29]胡旭, 何亮, 曹特, 等. 富营养化湖泊围隔中重建水生植被及其生态效应 [J]. 湖泊科学, 2014, 26(3):349-357.
- [30]陈小华, 李小平, 程曦, 等. 太湖流域典型中小型湖泊富营养化演变分析(1991-2010 年)[J]. 湖泊科学, 2013, 25(6):846-853.
- [31]刘金金, 张玉平, 李晓蓓. 凡纳滨对虾池塘沉积物中氮、磷形态的赋存特征[J]. 广东海洋大学学报, 2019, 39(6):39-47.
- [32]秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现[J]. 生态学报, 2007(11):4848-4858.