

长湖水生植物多样性与生态位的季节性变化研究

谭凤霞^{1, 2} 罗静波² 祁梅² 柴毅^{1, 21}

(1. 长江大学 湿地生态与农业利用教育部工程研究中心, 湖北 荆州 434025;

2. 长江大学 动物科学学院, 湖北 荆州 434025)

【摘要】: 根据 2015 年 1、4、7、10 月对长湖水生植物的调查结果, 按季节分析了长湖水生植物的优势种、物种多样性、生态位宽度和重叠值的季节性变化。菹草(*Potamogeton crispus*)、微齿眼子菜(*P. maackianus*)和狭叶香蒲(*Typha angustifolia*)是冬、春季相对重要值前 3 的物种;夏、秋季荇菜(*Nymphaea peltatum*)和风眼莲(*Eichhornia crassipes*)的相对重要值增加。长湖水生植物多样性指数夏季最高($H' = 2.946$ 、 $D = 0.940$), 冬季最低($H' = 0.931$ 、 $D = 0.428$)。菹草的生态位宽度最大, 分别为冬季 0.523、春季 0.363 和夏季 0.273, 其他物种的生态位均小于 0.2, 长湖水生植物倾向于特化种, 其分布具有一定局限性。长湖发生生态位重叠的物种较少, 冬季为 7 对, 春季为 19 对, 夏季为 23 对, 秋季为 17 对。其中轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)与马来眼子菜(*P. malaianus*)、菱(*Trapa bispinosa*)与穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、满江红(*Azolla imbricate*)和槐叶萍(*Salvinia natans*)以及红蓼(*Polygonum orientale*)与水蓼(*P. hydropiper*)的生态位重叠值较高, 表明其生态习性相近, 对资源的生态要求相似性较高。菹草是发生生态位重叠最多的物种, 冬季 4 对, 春 9 对, 夏季 7 对, 秋季 1 对, 这与其生态位宽度较宽一致。生态位能较好地解释长湖水生植物的物种组成、分布特点及多样性变化, 结果表明长湖处于水生植物种类组成较简单, 种群结构稳定性较差的状态。

【关键词】: 长湖 水生植物 多样性 生态位 季节变化

【中图分类号】: S917 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)05-1121-09

长湖是湖北省的第三大淡水湖泊, 位于荆州市东北郊, 是一个四周为堤渠, 兼具渔业养殖、防洪蓄水、生活供水等功能, 属于浅草型湖泊。作为鲈类国家级水产种质保护区, 其湖泊生态系统的稳定与保护是至关重要的。目前已有较多关于长湖湖泊生态系统中鱼类、水生植物、浮游植物、浮游动物等生态特征的研究^[1~8]。其中水生植物作为湖泊生态系统的重要组成部分, 不仅具有初级生产者、水体净化者、生态位营造者的功能, 且为生态系统中鱼类等水生生物提供了食物和栖息环境, 是水体生物多样性维持的基础。从 20 世纪 80 年代末开始对长湖水生植物进行的数次调查研究表明工农业废水排放、大规模围网养殖等人为破坏和长湖水质的富营养化等因素导致水生植物分布区范围缩小, 由广泛性分布局限到特定区域, 群落发生逆向演替且群丛多样性指数不断下降^[2~6]。长湖水生植物多样性、优势种群及群落结构的改变引起长湖湖泊生态系统结构简单化、功能失调, 正在由草型湖泊逆向演替为藻型湖泊^[7], 长湖湿地由于围垦、过度捕捞和采集、围网养殖以及污染等因素, 其植被破坏比例已达 10%以上^[9]。

水生植物对水环境的依赖性很强, 水生植物的分布、种类及其多样性水平受水质, 特别是水体总氮(TN)、总磷(TP)浓度的

作者简介: 谭凤霞(1979~), 女, 副教授, 主要研究方向为水环境生态学. E-mail:tanfengxia2008163.com
柴毅, E-mail:chaiyi123456126.com

基金项目: 长江大学湿地生态与农业利用教育部工程研究中心开放基金(KF201809;KFT202006)

影响^[5, 10, 11]。长湖流域属亚热带大陆性季风气候, 雨热同季, 降雨多集中在 5~9 月, 水质长期处于地表水 IV 类-劣 V 类之间, 且 TN 和 TP 均超标, 水体呈富营养化状态, 其水质在丰水期和枯水期污染受降水和径流量的影响较大^{〔12~15〕}。水生植物的种间关系、群落结构及对环境的适应性变化等研究已从其生物多样性和生态位的变化进行评价^{〔16, 17〕}。根据周年采样调查结果, 从优势种、物种多样性指数、生态位宽度和生态位重叠指数对长湖水生植物的季节性变化进行分析评价, 以期对长湖水生植物的多样性和生态位进行深入和全面分析, 为水生植物的资源保护、生态恢复及水环境综合治理提供科学依据。

1 研究方法

1.1 调查方法

长湖位于 30° 22' N~30° 30' N, 112° 17' E~112° 30' E, 自西向东分为庙湖、海子湖、马洪台和圆心湖 4 个区域, 其中, 庙湖因“引江济汉”工程被 2 条堤坝拦截成静水, 海子湖区为一狭长型湖湾, 马洪台区为航道区, 圆心湖区为开阔水域。根据长湖形态特征和功能特征, 结合长湖水生植物分布特征, 并参考《全国淡水生物物种资源调查技术规定(试行)》^{〔18〕}进行采样点的布设(图 1), 此次调查在长湖共设 19 个采样点, 其中海子湖区(H)设置 6 个采样点:H₁~H₆;马洪台区(M)设置 7 个采样点:M₁~M₇;圆心湖区(Y)设置 6 个采样点:Y₁~Y₆。调查在 2015 年 1 月(冬季)、4 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)采用设样方调查单元的方法对水生植物进行调查。各调查单元内随机设 3 个大小为 1m×1m 的样方, 采集的水生植物由调查人员现场鉴定至种, 并记录出现频度, 目估法测定物种多度及盖度。水生植物种类的鉴定参考《水生植物图鉴》^{〔19〕}和《中国水生植物》^{〔20〕}。

1.2 数据分析

相对重要值(P_i)^{〔5〕}=(相对频度+相对盖度+相对多度)/3

Shannon-Wiener 指数^{〔17〕}:

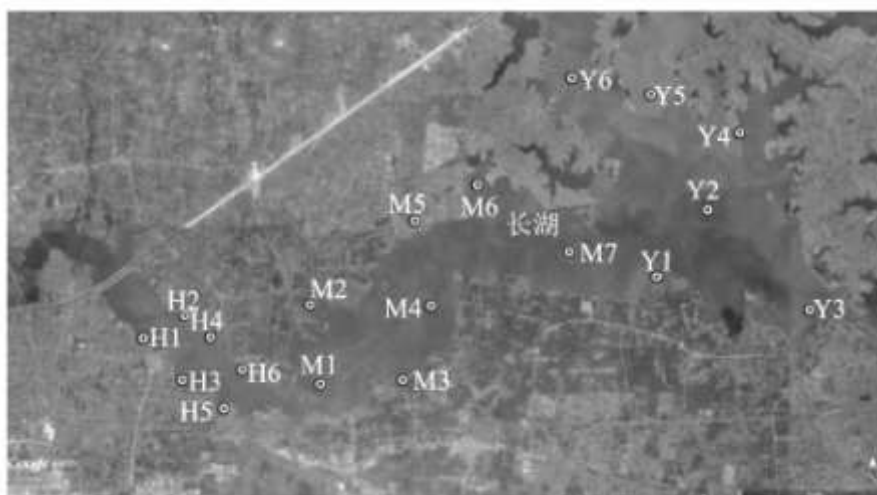
$$H' = - \sum P_i \ln P_i \quad (1)$$


图 1 调查点示意图

Simpson 指数^{〔17〕}:

$$D = 1 - \sum (P_i)^2 \quad (2)$$

$$B_i = \frac{1}{r \times \sum (P_{ik})^2} \quad (3)$$

生态位宽度^[17]:

$$Q_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^r P_{ik} P_{jk}}{\sqrt{\sum_{k=1}^r P_{ik}^2 \sum_{k=1}^r P_{jk}^2}} \quad (4)$$

生态位重叠指数^[16]:

式中: P_i 为物种 i 的相对重要值; B_i 是物种 i 的生态位宽度; P_{ih} 为第 i 物种在第 h 个资源水平下的重要值占该种在所有资源水平上的重要值之和的比例; Q_{ij} 表示种群中 i 和 j 的生态位重叠值; P_{ih} 和 P_{jh} 分别为第 i 物种和第 j 物种在第 h 资源水平下的重要值占该物种在所有资源水平上的重要值总和的比例; r 为资源水平数。

2 结果

2.1 优势种

2015 年调查结果显示:冬季长湖中水生植物种类较少,共鉴定出 17 种;春季和夏季较多,均鉴定出 45 种;秋季鉴定出水生植物 36 种。不同季节物种的相对重要值显示(图 2):冬季物种相对重要值为 0.008~0.741,最高为菹草(*Potamogeton crispus*),排列前 4 的物种重要值之和达 96.6%,包括眼子菜属的 3 种沉水植物和 1 种挺水植物狭叶香蒲(*Typha angustifolia*);春季物种相对重要值为 0.013~0.379,最高为菹草,重要值在 0.05~0.10 之间的有 6 种,较冬季相比,漂浮植物浮萍(*Lemna minor*)和凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)以及挺水植物水蓼(*Polygonum hydropiper*)的相对重要值增加,7 种物种的重要值之和为 81.8%;夏季温度升高,菹草开始腐烂死亡,菹草的相对重要值下降,由冬季 0.741、春季 0.379 下降到 0.032,而浮叶植物荇菜(*Nymphoides peltatum*)的相对重要值增加为 0.16,穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)的相对重要值增加为 0.055,排列前 8 的物种重要值为 86.2%;秋季物种的相对重要值为 0.003~0.211,最高为微齿眼子菜(*P.maackianus*),轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)的相对重要值增加为 0.033,排列前 7 的物种重要值之和为 87.3%。

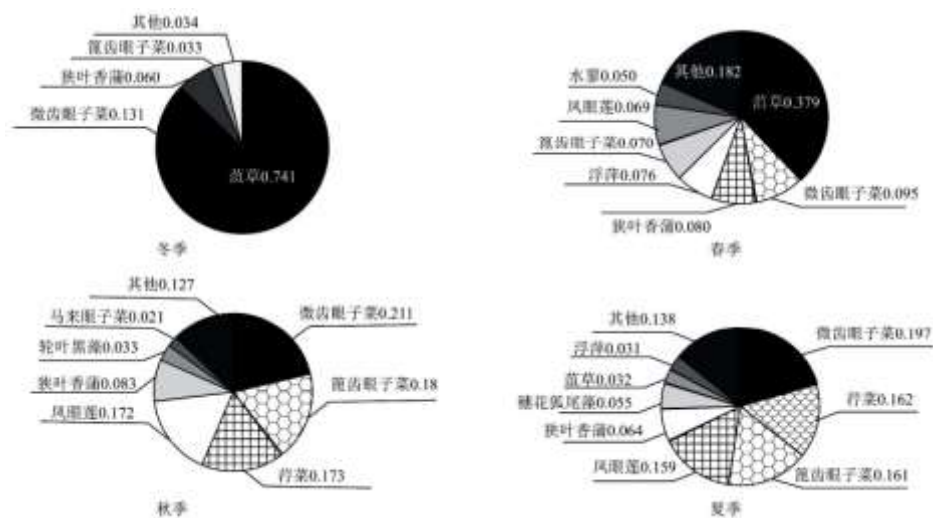


图 2 各季节物种相对重要值

2.2 物种多样性

群落或生态系统内种类多样性的程度,可作为群落或生态系统的稳定性指标。其中 Shannon Wiener 物种多样性指数(H')和 Simpson 物种多样性指数(D)可相互验证和评价物种多样性。根据长湖样方调查所获得的水生植物在不同湖区及全湖的相对重要值计算其多样性指数,结果表明:1~10月,长湖水生植物物种多样性呈现先升后降的趋势,其中冬季物种多样性指数最低(H' 0.931、 D 0.428),夏季最高(H' 2.946、 D 0.940),且春季物种多样性(H' 2.212、 D 0.829)高于秋季物种多样性(H' 2.166、 D 0.853)。从分布区域来看,四个季节均表明圆心湖区的物种多样性最高,海子湖区的物种多样性最低,其中冬季圆心湖区的物种多样性指数(H' 1.239、 D 0.628)高于长湖全湖的物种多样性指数(H' 0.931、 D 0.428)。

2.3 物种生态位宽度

图3为长湖中水生植物的生态位宽度,反映其分布幅度和利用环境资源的能力,其他未计算生态位宽度的物种在调查点中仅在1个调查点出现。冬季水生植物种类和数量较少,只有菹草和微齿眼子菜在2个以上调查点出现。春季有8个物种,增加狭叶香蒲、浮萍、篦齿眼子菜(*P.pectinatus*)、菱(*Trapa bispinosa*)、轮叶黑藻和凤眼莲6个物种。夏季在2个调查点以上出现的物种最多,有12个物种,较春季增加马来眼子菜(*P.malaianus*)、水蓼、穗花狐尾藻和荇菜4个物种。秋季有11个物种在2个以上调查点出现,比夏季减少菹草。其中菹草的生态位宽度均最大,分别为冬季0.523、春季0.363、夏季0.273,而秋季菹草仅在Y3调查点采集到。其他物种生态位宽度均小于0.2。说明长湖水生植物大多分布在特定区域,泛种化程度较低。

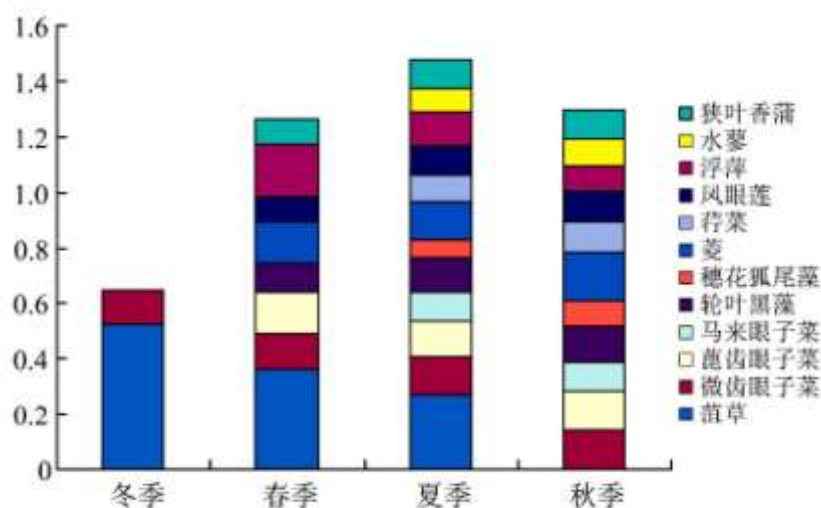


图3 长湖水生植物生态位宽度

2.4 物种生态位重叠

长湖中2种水生植物的生态位重叠值,冬季发生生态位重叠的有7对,春季为19对,夏季为25对,秋季为17对,反映了长湖中2种水生植物共同利用或占有相同资源的能力。冬季生态位重叠值最高可达1.000,分别是轮叶黑藻和马来眼子菜以及菱和穗花狐尾藻,而菹草可分别与菱、穗花狐尾藻、微齿眼子菜和篦齿眼子菜都发生生态位重叠,这也与菹草的生态位宽度较大相关。春、夏、秋季由于水生植物的种类和数量较多,发生生态位重叠的对数也较冬季多,其中满江红(*Azolla imbricate*)和槐叶萍(*Salvinia natans*)在3个季节的生态位重叠值均为0.999,红蓼(*P.orientale*)和水蓼在3个季节的生态位重叠值也较高,分别为0.999、0.862和0.862。生态位重叠值的不同也与水蓼与其他物种发生生态位重叠有关,在春季,水蓼仅与红蓼发生生态位重叠;在夏秋季,水蓼还与狭叶香蒲发生生态位重叠,其重叠值分别为0.381和0.382;菹草也是与其他物种发生生态位重叠

最多的物种,在冬季为4对,春季为9对,夏季为7对,秋季1对。其重叠值最高位0.626(春季,菹草和槐叶萍),最低为0.019(春季,菹草和篦齿眼子菜)。

春季生态位重叠值较高的还有轮叶黑藻和水鳖(*Hydrocharis dubia*)为0.730,轮叶黑藻和马来眼子菜为0.680,菹草和槐叶萍为0.626,满江红和菹草为0.625,狭叶香蒲和菖蒲的生态位重叠值也较高为0.509,其他物种生态位重叠值小于0.500。夏季生态位重叠值大于0.5的共7对,除满江红和槐叶萍、红蓼和水蓼外,还有马来眼子菜和穗花狐尾藻为0.711,狭叶香蒲和菖蒲为0.658,轮叶黑藻和水鳖0.625,轮叶黑藻和浮萍0.623及轮叶黑藻和荇菜0.516,可见夏季与其他物种竞争生态位较多的物种为轮叶黑藻。

秋季生态位重叠值相较于其他季节重叠值较大,最小为轮叶黑藻和菹草为0.192,大于0.5的有8对。生态位重叠值反映了物种之间生态位的竞争,主要是沉水植物轮叶黑藻、马来眼子菜、篦齿眼子菜、微齿眼子菜、穗花狐尾藻与其他物种有竞争;其他挺水植物水蓼、狭叶香蒲,浮叶植物荇菜、菱、凤眼莲,漂浮植物浮萍、水鳖也与其他物种竞争较多。

3 讨论

3.1 影响水生植物优势种季节性变化的因子

季节的不同最直观的表现水温的不同,长湖流域四季分明,冬季水温最低为 $5.81\pm0.84^{\circ}\text{C}$,夏季水温最高为 $32.33\pm1.03^{\circ}\text{C}$,春季和秋季水温相差不大,分别为 $18.95\pm1.14^{\circ}\text{C}$ 和 $19.88\pm0.91^{\circ}\text{C}$ ^[7]。温度影响水生植物的生长、繁殖及物种间的相互作用^[21]。冬季水温较低,此时大多数水生植物还处于萌芽期,而生长于冬末春初的沉水植物菹草成为湖泊生态系统中的绝对优势种^[22],其相对重要值达0.741,高于其他季节和其他物种的相对重要值,这与其生长习性有很大关系。菹草的生活史表明其3月下旬至7月为开花结实期和殖芽形成期,殖芽形成后度过夏季休眠期,大多数植株逐渐衰败死亡,秋季10月开始发芽萌发^[23]。而其他物种如浮萍、凤眼莲、荇菜等大多春季3月开始萌发,其中浮萍在春季相对重要值达0.076,较其他3个季节高,主要由于浮萍最适生长温度在 25°C 左右,高温季节其生长受抑制。而另一种漂浮植物凤眼莲3~5月萌芽,8~12月爆发,12月下旬开始枯萎死亡^[24]。本研究中也发现凤眼莲在春夏秋季的优势种,且秋季其相对重要值最高。本研究中浮叶植物荇菜作为夏秋两季的优势种,且其相对重要值仅次于沉水植物微齿眼子菜,高于凤眼莲,这也与其较强的繁殖再生能力有关,研究表明荇菜5~10月开花结果,在温暖地区青草期可达240d左右,花果期达150d左右。温度的变化促使浮叶及漂浮植物的萌发及生长爆发,也提高其与沉水植物的竞争力,造成其种群扩张。

氮磷等营养盐浓度也影响水生植物的生长,水体中氮磷浓度过低,水生植物无法萌发和生长,浓度过高也会抑制水生植物的生长^[25]。也有研究指出,水生植物对水体富营养化的敏感主要由于透明度下降引起光照强度所影响,而不是氮磷浓度的变化引起的生理变化影响^[26]。长湖全湖水质呈弱碱性,水温的季节性变化明显,透明度(SD)表现为春、冬季和夏、秋季分别处于同一水平,且前者要大于后者。夏季的TP和TN浓度均大于其他季节,冬季相应值则是全年最小值^[7]。相较于其他物种,菹草是深水种沉水植物,可以生活在2m以下的深水区,水深对菹草的生长有显著的正相关^[5],且菹草是中等耐污种,喜富营养条件,在透明度较低的富营养深水区分布较广^[21]。本研究中浮叶植物荇菜在春季萌发,夏季大量繁殖,相对重要值增加,浮叶植物在水面覆盖度较高,影响水面下的光照强度,进一步抑制叶面完全位于水下的沉水植物的生长,表现在菹草、微齿眼子菜、篦齿眼子菜、轮叶黑藻等沉水植物相对重要值在夏季较春秋季节低。

3.2 影响水生植物多样性季节性变化的因子

Lambert等^[27]认为水生大型植物的分布和多样性受水质,包括水体中氮、磷、硼以及重金属含量的影响,长湖水质长期处于地表水IV类~劣V类之间,且总氮(TN)、总磷(TP)均超标,水体呈富营养化状态,其中50%以上的污染来源于周边农村生活污水、种植业污染、畜禽养殖及水产养殖等^[13~15]。郝孟曦等^[5]采用典范对应(CCA)分析了长湖水生植物分布与水深、透明度、pH、以及

TN 和 TP 等因素的相关性,其中 TN 及 TP 浓度是影响长湖水生植物分布的重要因素。何勇凤等^[13]对长湖富营养化状况的时空变化的研究也表明 TN 及 TP 也是反映湖泊水体富营养程度的主要指标之一。长湖水质指标显示出不同的季节性变化,水质变化受气象因素影响明显,其中 TP 与降雨变化呈现明显的正相关, TN 与气温存在一定的负相关^[14]。

长湖流域属亚热带大陆季风湿润气候,雨热同季,雨量充沛,降雨多集中在 5~9 月,丰富的降雨、径流为长湖流域的污染物质的迁移提供了动力^[13]。长湖水质指标显示出不同的季节性变化,水质变化受气象因素影响明显,其中 TP 与降雨变化呈现明显的正相关, TN 与气温存在一定的负相关^[15]。工业、生活等点源污水,以耕地为主的农业非点源以及天然降水量和径流量是影响水质的主要因素,入湖排污量、降水量和径流量与长湖水质呈显著相关关系,各污染指标基本呈现枯水期(12 月至次年 3 月)>平水期>丰水期(5~9 月)^[14]。表现在长湖水生植物多样性指数夏季(7 月)最高,冬季(1 月)最低。

调查同时发现,长湖不同湖区的多样性有较大差异,表现为圆心湖区最高、海子湖区最低,这也与长湖不同湖区的水质^[11]和地理环境^[17]有关。图 1 可见海子湖为一狭长形湖湾,马洪台和圆心湖为开阔水域,2016 年围网拆除前均有较大面积的围网围栏养殖,且长湖地区分布着荆州区中心城区以及附近的乡镇,其中 50%以上的工农业及生活污水通过西北部的海子湖区入湖,东南部的圆心湖区为出湖地区,经过长湖的沉淀、转化与降解等作用,污染物浓度降低,长湖污染物质量浓度总体呈现出西北入湖地区海子湖偏高,湖区及东南部出湖地区偏低的趋势^[14],且海子湖的富营养化状态相对圆心湖和马洪台更高^[12],富营养化造成藻类的大量生长^[7],影响水生植物的生长,引起海子湖水生植物种类、数量和多样性较圆心湖和马洪台区低。

3.3 影响水生植物生态位季节性变化的因子

生态位是物种的生态学特性,生态位宽度反映了物种对各种资源的利用、对环境的适应和竞争能力。物种生态位越宽,对环境适应性能越强,分布越广,竞争力越强,被称为泛化种,相反,物种的生态位越小,说明只能利用环境中的小部分资源,对环境适应能力弱,分布范围窄,只能在特定的生境中生存或形成优势种,为特化种^[27]。菹草在 3 个季节生态位均较宽,说明菹草对环境适应能力较强,具有一定的泛化种特征。春季大多水生植物开始萌发,夏季达到种类和数量的最大值,表现为夏季水生植物多样性水平最高。与其他生物春季萌发夏秋季生长不同,菹草为秋季萌发、冬春生长的植物,夏季气温升高,菹草大量腐败死亡,不仅表现在菹草的相对重要值和生态位宽度随着温度升高下降,也表现在与其他物种发生生态位重叠对数的变化,在冬季为 4 对,春季为 9 对,夏季为 7 对,而秋季菹草仅在 1 个调查点与轮叶黑藻有生态位重叠。

长湖水生植物生态位的分析表明大多数物种的生态位宽度小于 0.2,仅菹草在不同季节生态位宽度相对较高,说明长湖现有水生生物的生态位宽度较低,更倾向于特化种。相较于生态位宽度体现物种利用资源的能力,生态位重叠更能体现物种对同级资源利用的相似程度。本次调查中红蓼只在海子湖 H₁ 位点分布,而水蓼的生态位宽度也仅为 0.089(夏季)和 0.094(秋季),春季也仅在 H₁ 位点分布。但是红蓼和水蓼的生态位重叠指数在春、夏、秋 3 个季节均较高,分别为 0.999、0.862 和 0.862。另外轮叶黑藻和马来眼子菜、满江红和槐叶萍、菱和穗花狐尾藻的生态位值也达到 1.0。其中红蓼和水蓼均为挺水植物,轮叶黑藻和马来眼子菜均为沉水植物,满江红和槐叶萍均为漂浮植物,属于同一类生活类型,其生态位重叠值较高,原因是他们的生态习性相近,对资源的生态要求相似性较高,生态重叠值较高。而菱和穗花狐尾藻一种是浮叶植物,一种是沉水植物,可见生态位重叠较高的种群之间的关系存在两种可能:一种是由于资源共享进行竞争,二是由于利用资源的相似性彼此共存。长湖中大多物种的生态位宽度较窄(大多小于 0.2),两种物种间发生生态位重叠的也不多,冬季发生生态位重叠的有 7 对,春季为 19 对,夏季为 25 对,秋季为 17 对。从生态位宽度和生态位重叠指数能也反映出长湖的水生植物资源破坏较为严重,种类和数量下降,群落结构单一,生物多样性水平下降。

3.4 长湖水生植物生态修复

湖泊中不同生活类型的水生植物具有不同的功能,如沉水植物如菹草、穗花狐尾藻、轮叶黑藻等其植物体全部位于水下生长,各部分均能吸收水体中引起富营养化的氮、磷等营养物质,具有调节物质循环、增加水体生物多样性、维持水生态平衡的

作用;挺水植物如狭叶香蒲、水蓼等其发达的根系具有生长快、生物量大的特点,对调节水体化学耗氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)、重金属等具有重要作用;浮叶植物如菱、荇菜等和漂浮植物如凤眼莲、浮萍等较沉水植物和挺水植物生长速度快,吸收能力强,同时位于水面能抑制藻类的生长,在水体净化中也具有非常重要的作用^[28]。可见,水生植物由于其生活类型不同在湖泊生态系统中有各自不同的功能,相对于物种相对重要值和物种多样性水平的变化,种群生态位研究更有利于解释物种对资源的利用、分布地位、物种之间的共生及竞争关系^[29]。生态系统中物种生态位的分化,也是造成群落类型多样、生物多样性丰富的原因之一^[30]。

水生植物对湖泊生态系统的结构具有主导作用,在湖泊生态系统水生植物是否恢复被认为是湖泊富营养化治理和修复工程中的一个重要环节。水生植物可通过吸收、降解、酶解等方式将湖泊中的污染物质积累或分解转化,如浮叶植物荇菜、菱,漂浮植物凤眼莲、满江红,沉水植物菹草、轮叶黑藻,挺水植物香蒲、菖蒲等可用来进行水质修复^[31~33]。但是由于植物本身的生理特性,植物修复的效率也会因地域、季节、环境的不同而有所改变。本研究针对不同季节长湖中的水生植物的种类、数量、重要值、多样性水平以及生态位进行了分析,可为长湖的生态修复提供水生植物筛选和合理配置的依据。因此,在进行长湖水生植物保护及生态修复时,掌握恢复植物的生态位宽度以及与其他植物的生态位重叠情况,在资源空间上进行合理的配置和管理,可促进水生植物在其适合的生境中快速恢复与稳定生长,逐步提高水生植物多样性水平,修复长湖生态系统,才能使长湖真正恢复并长期维持健康稳定的发展状态,以更好地发挥其渔业、蓄水、航运、防洪、饮水等功能。

参考文献:

- [1] 习佑军, 段春香. 湖泊拆围和增殖放流对长湖鱼类群落结构及生态环境的影响[J]. 中国渔业经济, 2019, 37(4):57-61.
- [2] 冯灿, 王学雷, 王增学, 等. 长湖水生维管束植物群落研究[J]. 武汉植物学研究, 1989, 7(2):173-180.
- [3] 彭映辉, 简永兴, 倪乐意, 等. 长湖水生植物多样性及其变化[J]. 云南植物研究, 2003, 25(2):173-180.
- [4] 吴翠, 唐万鹏, 史玉虎, 等. 长湖湿地水生植被演替研究[J]. 湿地科学, 2007, 5(2):188-191.
- [5] 郝孟曦, 杨磊, 孔祥虹, 等. 湖北长湖水生植物多样性及群落演替[J]. 湖泊科学, 2015, 27(1):94-102.
- [6] 郭坤, 罗静波, 黄俊, 等. 长湖圆心湖区高等水生植物群落调查[J]. 长江大学学报(自然科学版), 2016, 13(3):29-32, 53.
- [7] 郭坤, 杨德国, 彭婷, 等. 湖北省长湖浮游植物优势种生态位分析[J]. 湖泊科学, 2016, 28(4):825-834.
- [8] 郭坤, 彭婷, 罗静波, 等. 长湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 海洋与湖沼, 2017, 48(1):40-49.
- [9] 杨杰峰, 牡丹, 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.
- [10] CAPERS R S, SELSKY R, BUGBEE G J. The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities[J]. Freshwater Biology, 2010, 55(5):952-966.
- [11] LAMBERT S J, DAVY A J. Water quality as a threat to aquatic plants: Discriminating between the effects of nitrate, phosphate, boron and heavy metals on charophytes[J]. New Phytologist, 2011, 189(4):1051-1059.
- [12] 刘建峰, 张翔, 谢平, 等. 长湖水水质演变特征及水环境现状评价[J]. 水资源保护, 2014, 30(4):18-22.

-
- [13]何勇凤,李昊成,朱永久,等.湖北长湖富营养化状况及时空变化(2012-2013年)[J].湖泊科学,2015,27(5):853-864.
- [14]余明勇,徐圣杰,徐建华.长湖流域水质时空分布特征及影响因子[J].中国环境监测,2016,32(5):73-79.
- [15]刘韬,夏智宏,朱浪.气象条件对湖北长湖水质的影响研究[J].气象科技进展,2018,8(5):78-80.
- [16]李峰,谢永宏,陈心胜,等.黄河三角洲湿地水生植物组成及生态位[J].生态学报,2009,29(11):6257-6265.
- [17]王金旺,邹颖颖,于丹.瓯江流域水生植物多样性与生态位研究[J].水生生物学报,2015,39(6):1184-1197.
- [18]国家环保局自然生态司.全国淡水生物物种资源调查技术规定(试行)[M].北京:国家环境保护部,2010.
- [19]赵家荣,刘艳玲.水生植物图鉴[M].武汉:华中科技大学出版社,2009.
- [20]陈耀东,马欣堂,杜玉芬,等.中国水生植物[M].郑州:河南科学技术出版社,2012.
- [21]LI Z Q, HE L, ZHANG H, et al. Climate warming and heat waves affect reproductive strategies and interactions between submerged macrophytes[J]. Global Change Biology, 2017, 23(1):108-116.
- [22]李双双,吕锦刚,高翔,等.东湖通道工程对沿线水域水生植物的影响[J].水生态学杂志,2015,36(2):18-24.
- [23]陈洪达.菹草的生活史、生物量和断枝的无性繁殖[J].水生生物学报,1985,9(1):32-39.
- [24]金樑,王晓娟,高雷,等.从上海市凤眼莲的生活史特征与繁殖策略探讨其控制对策[J].生态环境,2015,14(4):498-502.
- [25]任艳芹,陈开宁.巢湖沉水植物现状(2010年)及其与环境因子的关系[J].湖泊科学,2011,23(3):409-416.
- [26]张圣照,王国祥,濮培民.太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复[J].植物资源与环境,1998,7(4):52-57.
- [27]彭舜磊,陈昌东,李彦娇,等.白龟湖国家湿地公园植物群落数量分类及优势植物生态位分析[J].湿地科学,2016,14(5):619-627.
- [28]郝明旭,霍莉莉,吴珊珊.人工湿地植物水体净化效能研究进展[J].环境工程,2017,35(8):5-10,24.
- [29]BOULANGEAT I, LAVERGNE S, VANES J, et al. Niche breadth, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients[J]. Journal of Biogeography, 2012, 39(1):204-214.
- [30]SOININEN J, HEINO J, LAPPALAINEN J, et al. Expanding the ecological niche approach: Relationships between variability in niche position and species richness[J]. Ecological Complexity, 2011, 88(1):130-137.
- [31]LU B, XU Z S, LI J G, et al. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers[J]. Ecological Engineering, 2018, 110:18-26.

[32]SRICOTH T,MEEINKUIRT W,PICHTEL J,et al.Synergistic phytoremediation of wastewater by two aquatic plants (Typha angustifolia and Eichhornia crassipes) and potential as biomass fuel[J].Environmental Science and Pollution Research,2018,25(6):5344-5358.

[33]齐延凯,孟顺龙,范立民,等.湖泊生态恢复技术研究进展[J].中国农学通报,2019,35(26):84-93.