



溇湖鱼类群落时空分布及其与环境因子的关系

李经纬^{1,2,3}, 徐东坡⁴, 李巍⁵, 孔优佳⁶, 花少鹏⁶,
刘其根^{1,2,3}, 张顺^{1,2,3}, 胡忠军^{1,2,3*}

(1. 上海海洋大学, 水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306;

2. 上海海洋大学, 农业农村部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306;

3. 上海海洋大学, 农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306;

4. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 江苏 无锡 214081;

5. 全国水产技术推广总站, 北京 100125;

6. 江苏省溇湖渔业管理委员会办公室, 江苏 常州 213161)

摘要: 为掌握溇湖鱼类群落现状及动态, 于2017—2018年在该湖设置16个采样点, 使用多网目刺网和地笼对鱼类群落进行了周年季度采样, 同时测定各采样点的水温(WT)、水深(WD)、透明度(SD)、pH值、叶绿素 a (Chl. a)、总氮(TN)和总磷(TP)等环境因子, 定量分析了鱼类群落结构特征、时空分布格局及其与环境因子的关系。研究期间共采集鱼类36种, 隶属4目8科。相对重要性指数(IRI)显示, 刀鲚为优势种, 鲢和鲫为常见种。在3种生态类群中, 定居型鱼类物种数最多(83.3%); 在5种功能摄食群中, 杂食性鱼类物种数最多(47.2%), 鱼类物种组成在月份间和空间上均无显著差异。双因素方差分析表明, 单位努力捕获数量(NPUE)、丰富度指数(R)、Shannon多样性指数(H')和Pielou均匀度指数(J)的季节性差异显著, 但单位努力捕获重量(BPUE)在季节间无差异, 以上5个参数中仅 R 存在显著的空间变化。冗余分析(RDA)结果表明水温和TP是影响鱼类物种时空分布的关键环境因子。研究表明, 自20世纪50年代以来, 溇湖鱼类多样性下降明显, 物种组成和产量发生了明显变化, 推测与水质污染导致的水草急剧退化、增殖放流、过度捕捞和江湖阻隔有关。

关键词: 浅水湖泊; 鱼类群落; 时空动态; 环境因子; 多元统计分析; 溇湖

中图分类号: S 932.4

文献标志码: A

湖泊水库等大水面渔业在经济社会发展和人们生活生产中有着十分重要的地位^[1], 但在资源和环境双重约束日益加大的形势之下, 需要着重考虑如何更好地发挥渔业的生态功能。一些实践表明, 合理调控和重建鱼类群落结构可以改善水质^[2], 如放养浮游植物食性和食鱼性鱼类可以控

制藻类, 有助于修复湖泊生态系统^[3-5]。掌握鱼类群落结构特征及其时空变化是渔业资源管理、生态系统健康评价、生态环境修复等应用实践的基础^[6]。迄今为止, 国内外对内陆水体的鱼类群落结构特征及其与环境因子的关系进行了较多的研究^[6-14], 但就浅水湖泊而言, 鱼类群落定量采样难

收稿日期: 2020-08-02 修回日期: 2020-08-24

资助项目: 国家重点研发计划(2020YFD0900504, 2019YFD0900605); 江苏省水生生物资源重大专项(ZYHB16);

江苏省渔业科技项目(Y2017-23)

第一作者: 李经纬(照片), 从事水域生态学研究, E-mail: 1010529906@qq.com

通信作者: 胡忠军, 从事渔业生态学研究, E-mail: zjhu@shou.edu.cn



度较大, 相关研究尚不充分。

溇湖为江苏南部第二大湖泊, 历史上为重要的商品鱼生产基地^[15], 兼具饮用水供给、蓄洪灌溉、航运和休闲旅游等多重功能。由于溇湖周边地区经济的高速发展, 受工农业污染物排放入湖以及湖区投饵养殖等人为活动的影响, 湖泊水质从20世纪后期开始逐渐变差, 局部恶化至劣V类^[16]。近十多年来, 沿湖各级政府和行业部门对溇湖实施了流域综合治理和资源养护及生态修复, 科研工作者也开展了大量水环境及水生生物学方面的研究^[16, 17-22]。然而, 对溇湖鱼类组成和多样性的研究至今仍较缺乏^[23], 无法满足生态渔业发展和生态修复实践的需要。鉴于此, 本团队于2017—2018年对溇湖鱼类群落现状及时空动态进行了调查分析, 并探讨群落结构和多样性指数与环境因子的关系, 以为溇湖渔业资源管理及生态修复提供基础数据和科学参考。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

溇湖(119°44'15"~119°52'56"E, 31°28'19"~31°43'04"N)位于江苏省常州市西南, 北通长江, 东濒太湖, 西连长荡湖, 南接宜兴市的东洩、西洩, 主要入湖河流有扁担、夏溪、湟里、北干和中干河等, 属于太湖水系。溇湖南北狭长, 形如长茄状, 长25 km、宽6.6 km, 水面面积164 km², 蓄水量1.74×10⁸ m³, 平均水深1.27 m, 为典型的浅水湖泊, 具有饮用、灌溉、游览、水产养殖等多种使用功能。溇湖主要为亚热带季风气候, 常年气候温和, 雨量充沛, 年平均气温15℃, 年平均降水量约为1100 mm。

1.2 采样与测定方法

在溇湖共设置16个采样站点(图1), 其中S1~S4、S5~S12、S13~S16分别位于南部、中部和北部湖区, 于2017年8月、11月和2018年3月、5月各采样1次, 在各站点使用3条多网目单层刺网(每条长125 m, 高1.5 m, 网目包括1.2、2、4、6、8、10和14 cm)和3条地笼(每条长10 m, 宽和高均为0.4 m, 网目为1.6 cm)。下网时间为下午14:30—16:00, 收网时间为次日上午6:30—8:30, 将采集到的鱼类样品冷藏, 带回实验基地鉴定种类, 测量体长和体质量。鱼类采样的同时, 现场测量各站点的水深(WD)、水温(WT)、透明

度(SD)、pH值和溶解氧(DO), 采水样带回实验室测定叶绿素 a (Chl. a)、总氮(TN)和总磷(TP)。

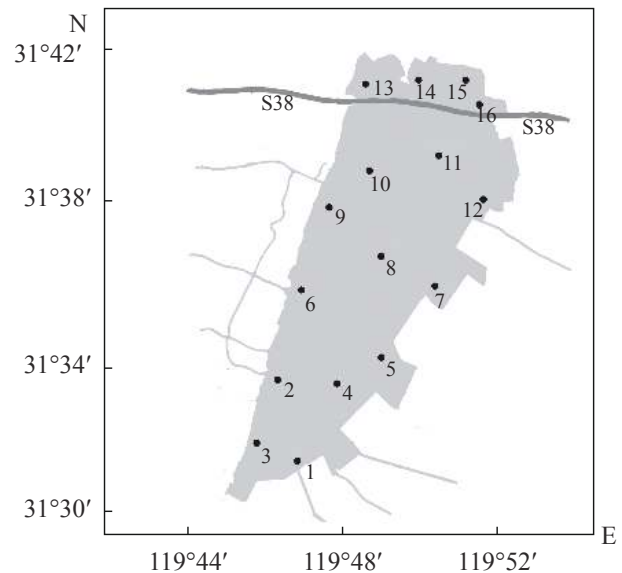


图1 溇湖鱼类调查采样点分布

S38 为公路

Fig. 1 Fish sampling sites in Lake Gehu

S38 is highway

1.3 单位努力捕获量和群落多样性指数计算

将鱼类捕获量换算成单位努力捕获量(CPUE), 分为单位努力捕获的鱼类数量(NPUE, 尾/夜)和单位努力捕获的鱼类重量(BPUE, kg/夜)。

群落多样性度量采用 Margalef 丰富度指数(R)、Shannon 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J), 计算公式:

$$R = (S - 1) / \ln N$$

$$H' = - \sum P_i \ln P_i$$

$$J = H' / \ln S,$$

式中, $P_i = n_i / N$, S 、 N 和 n_i 分别为各站点的物种数、所有物种的个体数和第 i 种物种的个体数^[24]。

1.4 优势种判断和生态类型划分

以重要性指数(IRI)判断鱼类群落优势种, 计算公式:

$$IRI = (W\% + N\%) \times F\%$$

式中, $F\%$ 为(调查中某种鱼类出现的次数/调查次数)×100%, $N\%$ 为(某种鱼类的尾数/鱼类总尾数)×100%, $W\%$ 为(某种鱼类重量/鱼类总重量)×100%。

计算相对重要性指数百分比(IRI%):

$$IRI\% = IRI_i / \sum IRI_i \times 100\%$$

式中, IRI_i 为第 i 种物种的重要性指数, $\sum IRI_i$ 为所有物种的重要性指数之和, 将 $IRI \geq 5000$ 的物种确定为优势种, 将 $1000 \leq IRI < 5000$ 的物种确定为常见种。

按照鱼类栖息的环境和洄游方式, 生态类型可划分为定居型、河口型和河湖洄游型^[25]。按鱼类食性划分为植食性、肉食性、杂食性、浮游生物食性和无脊椎动物食性^[26]。

1.5 数据分析

采用双因素方差分析比较鱼类 NPUE 和 BPUE 及多样性指数的时间变化和湖区差异, 数据分析前采用对数、平方根或立方根转换以满足正态分布和方差齐性。NPUE 和 BPUE 不满足方差齐性时, 对数据进行非参数关联秩转换后再进行双因素方差分析^[27], 多重比较使用 Duncan 氏检验。同时, 用 Pearson 相关性分析鱼类 NPUE 和 BPUE 及多样性与环境因子之间的相关性。

采用非度量多维尺度分析 (nonmetric multidimensional scaling, NMDS) 探讨鱼类群落物种组成的时空差异, 运行 R 软件“vegan”包 metaMDS 函数进行 NMDS 分析。用胁强系数 (Stress) 判断二维非度量多维尺度分析结果的可信度^[28]: $Stress < 0.1$ 时结果具有较好的解释意义, $0.1 \leq Stress < 0.2$ 时结果具有一定的解释意义, $Stress \geq 0.2$ 时结果不具解释意义。采用“fpc”包的 cluster.stats 函数计算平均轮廓宽度 (average silhouette width, ASW), 以确定最优群落分类数, $ASW \geq 0.7$ 说明群落划分具有很强的合理性, $ASW < 0.5$ 说明群落划分的合理性很弱, 低于 0.25 则群落划分无意义。最后采用相似性分析 (analysis of similarities, ANOSIM) 和非参数置换的多变量方差分析 (ADONIS) 对最优分类数确定的群落是否达到显著差异进行检验。以上所有分析基于出现频次 ≥ 5 且 $N\% \geq 1\%$ 的物种矩阵, 对 $N\%$ 进行反正弦平方根转换, 并以 Bray-Curtis 距离作为相异性指标^[27]。

采用典型排序技术 (canonical ordination) 分析物种数量组成与环境因子的关系, 去趋势对应分析 (detrended correspondence analysis, DCA) 得到的第一轴梯度长度为 1.999, 说明使用冗余分析 (redundancy analysis, RDA) 更为合理。DCA 和 RDA 分析在软件 Canoco 4.53 中运行, 分析前选择出现频次 ≥ 5 且 $N\% \geq 1\%$ 的物种, 并使用 $\lg(x+1)$ 对物种 NPUE 和环境因子数据 (pH 值除外) 进行转换。RDA 运行中选择前向选择, 并对环境因子进行蒙

特卡洛检验 (999 次), $P < 0.05$ 被视为差异显著。

2 结果

2.1 鱼类组成及优势种

调查期间, 共捕获鱼类 6678 尾, 隶属于 4 目 8 科 36 种, 其中鲤形目 (Cypriniformes) 物种数最多, 有 26 种, 占总物种数的 72.2%, 鲈形目 (Perciformes)、鲇形目 (Siluriformes) 和鲱形目 (Clupeiformes) 物种数很少, 分别有 5 (13.9%)、4 (11.1%) 和 1 个 (2.8%) 物种。鲤科 (Cyprinidae) 物种数最多 (24 种, 占 66.7%), 鲢科 (Bagridae) 和虾虎鱼科 (Gobiidae) 各有 3 种 (8.3%), 鲈科 (Cobitidae) 有 2 种 (5.6%), 其他 4 个科分别只有 1 个物种 (表 1)。

摄食功能群中, 杂食性鱼类物种数最高, 有 17 种, 占总物种数的 47.2%; 其次为肉食性鱼类和无脊椎动物食性鱼类, 分别有 8 种 (22.2%) 和 5 种 (13.9%); 浮游生物食性 (4 种, 11.1%) 和植食性鱼类 (2 种, 5.6%) 物种数较少。浮游生物食性鱼类 NPUE 最高, 占比 67.7%, 其次是杂食性鱼类 (15.2%), 无脊椎动物食性 (9.3%) 和肉食性 (7.3%) 鱼类较少, 植食性鱼类最少 (0.5%)。浮游生物食性鱼类 BPUE 最高, 占比 66.6%; 其次是杂食性 (17.9%) 和肉食性 (11.8%) 鱼类, 无脊椎动物食性 (2.3%) 和植食性 (1.5%) 鱼类较少。生态类群中, 湖泊定居型鱼类物种数最多, 有 30 种, 占总物种数的 83.3%, 其次为河湖洄游型 (5 种, 13.9%), 河口型鱼类仅 1 种 (2.8%)。

湖泊鱼类群落的 NPUE 平均为 34.8 尾/夜, BPUE 为 4.06 kg/夜。根据 IRI 值, 刀鲚 (*Coilia nasus*) 属于优势种, 鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*) 和鲫 (*Carassius auratus*) 属于常见种, 分别占总 IRI 值的 41.26%、27.63% 和 10.28%。数量上, 刀鲚最多, 占总数量的 58.0%; 其次为鲢、鲫和光泽黄颡鱼 (*Pelteobagrus nitidus*), 数量占比 ($N\%$) 为 5.78%~7.65%; 其他 32 个物种的 $N\%$ 均低于 3.2%。重量上, 鲢占总捕捞重量的 46.27%; 其次为鳊 (*Hypophthalmichthys nobilis*, 14.40%), 鲫 (9.55%)、鲤 (*Cyprinus carpio*, 7.51%)、达氏鲌 (*Culter dabryi*, 5.95%) 和刀鲚 (5.94%) 的捕捞重量排在第 3~6 位, 其他 30 个物种的 $W\%$ 值均低于 2.7%。

2.2 鱼类群落物种组成时空差异

对鱼类物种空间组成数据的 NMDS 分析表明, 胁强系数 $Stress = 0.137$, 仅具有一定的解析意义。ASW 显示 2 个群落分类数最优, 但此分类数下的

表 1 漏湖鱼类物种组成及生态特征

Tab. 1 Fish species composition and ecological characteristics in Lake Gehu

科 family	物种 species	F%	N%	W%	IRI%	FFG	EG
鳃科 Engraulidae	刀鲚 <i>Coilia nasus</i>	98.44	57.98	5.94	41.26	PL	ES
鲤科 Cyprinidae	棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i>	1.56	0.01	<0.01	<0.01	OM	SE
	兴凯鲮 <i>Acheilognathus chankaensis</i>	4.69	0.13	<0.01	<0.01	OM	SE
	大鳍鲮 <i>Acheilognathus macropterus</i>	18.75	0.43	0.04	0.06	OM	SE
	鲫 <i>Carassius auratus</i>	98.44	6.36	9.55	10.28	OM	SE
	达氏鲃 <i>Culter dabryi</i>	57.81	3.17	5.95	3.46	CA	SE
	红鳍原鲃 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	60.94	2.28	2.67	1.97	CA	SE
	蒙古鲃 <i>Culter mongolicus</i>	10.94	0.12	0.29	0.03	CA	SE
	翘嘴鲃 <i>Culter alburnus</i>	54.69	1.68	2.55	1.51	CA	SE
	鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	50.00	1.06	7.51	2.81	OM	SE
	贝氏鲮 <i>Hemiculter bleekeri</i>	45.31	1.98	0.08	0.61	OM	SE
	鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i>	46.88	2.14	0.20	0.72	OM	SE
	鳊 <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	46.88	1.57	14.40	4.91	PL	RL
	鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	78.13	7.65	46.27	27.63	PL	RL
	团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	14.06	0.19	0.73	0.09	HE	SE
	鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>	17.19	0.28	0.72	0.11	HE	RL
	似鳊 <i>Pseudobrama simoni</i>	37.50	1.86	0.21	0.51	OM	RL
	麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	17.19	0.43	<0.01	0.05	PL	SE
	方氏鲮 <i>Rhodeus fangi</i>	1.56	0.01	<0.01	<0.01	OM	SE
	中华鲮 <i>Rhodeus sinensis</i>	7.81	0.12	0.01	<0.01	OM	SE
	黑鳍鲮 <i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i>	6.25	0.13	0.02	<0.01	OM	SE
长蛇鲃 <i>Saurogobio dumerili</i>	4.69	0.06	<0.01	<0.01	OM	SE	
赤眼鲮 <i>Squaliobarbus curriculus</i>	1.56	0.01	0.03	<0.01	OM	RL	
似鲮 <i>Toxabramis swinhonis</i>	9.38	0.19	0.03	0.01	OM	SE	
黄尾鲮 <i>Xenocypris davidi</i>	4.69	0.04	0.06	<0.01	OM	SE	
鳅科 Cobitidae	中华花鳅 <i>Cobitis sinensis</i>	4.69	0.13	0.03	<0.01	CA	SE
	泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	9.38	0.51	0.13	0.04	OM	SE
鲇科 Siluridae	鲇 <i>Silurus asotus</i>	1.56	0.01	0.16	<0.01	CA	SE
鲮科 Bagridae	长须黄颡鱼 <i>Pelteobagrus eupogon</i>	1.56	0.01	0.01	<0.01	OM	SE
	黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	73.44	2.67	1.56	2.03	IN	SE
	光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	39.06	5.78	0.67	1.65	IN	SE
鲈科 Serranidae	鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	1.56	0.01	0.03	<0.01	CA	SE
虾虎鱼科 Gobiidae	红狼牙虾虎鱼 <i>Odontamblyopus rubicundus</i>	4.69	0.06	<0.01	<0.01	IN	SE
	子陵吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i>	42.19	0.73	0.01	0.21	IN	SE
	须鳃虾虎鱼 <i>Taenioides cirratus</i>	9.38	0.10	<0.01	<0.01	IN	SE
鳊科 Channidae	乌鳊 <i>Channa argus</i>	3.13	0.03	0.11	<0.01	CA	SE

注: FFG. 摄食功能群(HE. 植食性, OM. 杂食性, PL. 浮游生物食性, IN. 无脊椎动物食性, CA. 肉食性)。EG. 生态类型(SE. 定居型, ES. 河口型, RL. 河湖洄游型)

Notes: FFG. feeding functional group (HE. herbivores; OM. omnivores; PL. planktivores; IN. invertivores; CA. carnivores). EG. ecological group (SE. sedentary; ES. estuarine; RL. river-lake migratory)

ASW 仅为 0.31, 表明解析力很弱 (图 2), ANOSIM ($R=0.778$, $P=0.25$) 和 ADONIS ($F=2.879$, $P=0.25$) 显示 2 个群落的物种组成差异不显著, 说明漏湖鱼类群落不存在显著的空间差异。

采用鱼类物种月份组成数据计算得到的 2 和 3 个群落分类数下的 ASW 分别为 0.220 和 0.150, 显示 2 个群落分类数最优, 但此时 ASW 低于 0.25, 表明 2 个群落分类数不具有合理性, 也说明漏湖

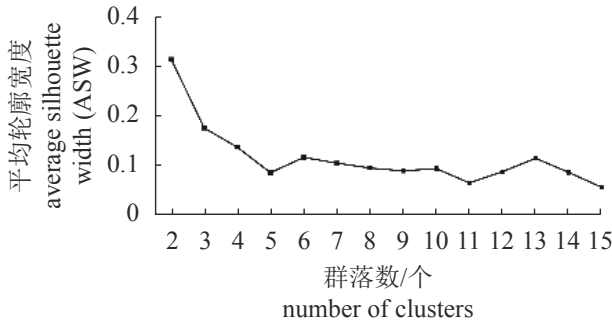


图2 用于确定最优群落分类数的平均轮廓宽度

Fig. 2 Values of average silhouette width (ASW) for determining the most suitable number of clusters

鱼类群落物种组成不存在显著的时间差异。

2.3 鱼类单位努力捕获量和多样性的时空变化及其与环境因子的相关性

漏湖鱼类 BPUE 无显著月份变化 ($P>0.05$), 但 NPUE、 R 、 J 和 H' 均存在显著的月份差异 ($P<0.001$, 表 2), 以上 5 种参数中仅 R 值在站点间存在显著差异 ($P<0.01$, 表 3), 5 个指数在空间和月份间均无交互作用 (NPUE: $F=1.772$, $P=0.123$; BPUE: $F=1.888$, $P=0.101$; R : $F=2.063$, $P=0.074$; J : $F=0.500$, $P=0.806$; H' : $F=0.944$, $P=0.472$)。

多重比较表明, NPUE 在 5 月和 8 月显著高于 3 月和 11 月, R 值 3 月和 5 月显著高于 8 月和 11 月, J 值 3 月显著高于其他 3 个月份, H' 值 3 月显著高于 5 月、8 月和 11 月, 5 月显著高于 8 月和 11 月 (表 2)。 R 值在北部湖区显著高于中部和南部湖区 (表 3)。

相关分析表明, NPUE 与 WT、pH、Chl.a 和 TN 显著正相关, 与 DO 显著负相关; R 、 J 和 H' 与 WT、pH、Chl.a 和 TN 均显著负相关, R 与 SD 和 WD 显著正相关, J 和 H' 与 DO 均显著正相关; 但 BPUE 与所有环境因子均无相关性 (表 4)。

2.4 鱼类物种时空分布与环境因子的关系

RDA 前 2 轴特征值分别为 0.180 和 0.068, 解释了漏湖鱼类群落总变异的 24.8%。轴 1 和轴 2 鱼类物种与环境因子的相关性分别为 0.807 和 0.666, 表明物种与环境因子具有较强的相关性。第 1 轴主要与 WT 负相关 (-0.798), 第 2 轴主要与 TP 正相关 (0.663) (图 3)。

刀鲚和黄颡鱼在水温较高的月份密度较高, 鲢、鳙、光泽黄颡鱼和鲤主要出现在水温较低的月份。光泽黄颡鱼和鲤主要出现在 TP 较高的地方, 贝氏鲮和翘嘴鲌主要出现在 TP 含量较低的水域。

表 2 漏湖鱼类单位努力捕获量和多样性指数的时间变化

Tab. 2 Monthly variations of catch per unit effort (CPUE) and diversity indices of fish communities in Lake Gehu

月份 month	NPUE/ (尾/夜)	BPUE/ (kg/夜)	丰富度指数(R) richness index	均匀度指数(J) evenness index	Shannon多样性指数(H') Shannon diversity
5月 May	39.50±4.60 ^a	3.76±0.90	2.18±0.08 ^a	0.60±0.03 ^b	1.46±0.08 ^b
8月 August	54.10±10.90 ^a	3.34±0.64	1.60±0.14 ^b	0.50±0.04 ^b	1.06±0.09 ^c
11月 November	24.50±3.80 ^b	4.43±1.82	1.80±0.20 ^b	0.55±0.05 ^b	1.16±0.13 ^c
3月 March	21.10±3.40 ^b	4.71±0.88	2.51±0.14 ^a	0.82±0.02 ^a	1.93±0.08 ^a
平均值 mean	34.80±3.50	4.06±0.57	2.02±0.08	0.62±0.02	1.40±0.06
F 值 F value	6.14	0.84	10.54	11.44	13.79
P 值 P value	0.001	0.48	<0.001	<0.001	<0.001

注: 同列不同小写字母的数据之间差异显著, 下同

Notes: data with different lowercases superscripts in the same column mean significant differences ($P<0.05$), the same below

表 3 漏湖鱼类单位努力捕获量和多样性指数的空间变化

Tab. 3 Spatial changes of catch per unit effect (CPUE) and diversity indices of fish communities in Lake Gehu

湖区 area	NPUE/ (尾/夜)	BPUE (kg/夜)	丰富度指数(R) richness index	均匀度指数(J) evenness index	Shannon多样性指数(H') Shannon diversity
北部湖区 northern area	32.40±2.60	4.50±0.80	2.42±0.20 ^a	0.61±0.04	1.52±0.12
中部湖区 middle area	32.90±5.50	3.42±0.91	1.94±0.11 ^b	0.62±0.04	1.38±0.09
南部湖区 southern area	40.80±8.60	4.89±1.10	1.79±0.13 ^b	0.61±0.05	1.33±0.12
F 值 F value	1.48	2.81	6.43	0.06	1.01
P 值 P value	0.24	0.07	0.003	0.94	0.37

表 4 漏湖鱼类群落单位努力捕获量和多样性指数与环境因子间的相关系数

Tab. 4 Correlation coefficients between catch per unit effort (CPUE) and diversity of fish community and environmental factors

环境因子 environmental factor	NPUE	BPUE	丰富度指数(R) richness index	均匀度指数(J) evenness index	Shannon多样性指数(H') Shannon diversity
SD	-0.078	0.050	0.275*	0.203	0.242
WD	-0.017	0.013	0.374**	0.009	0.162
pH	0.329**	-0.077	-0.499**	-0.406*	-0.479**
DO	-0.358**	0.150	0.132	0.361**	0.276*
WT	0.500**	-0.080	-0.354**	-0.520**	-0.473**
Chl.a	0.313*	-0.042	-0.500**	-0.445**	-0.504**
TN	0.353**	-0.096	-0.263*	-0.263*	-0.271*

注: SD.透明度, WD.水深, DO.溶解氧, WT.水温, Chl.a. 叶绿素a, TN.总氮, “*”表示 $P<0.05$, “**”表示 $P<0.01$, 下同

Notes: SD. transparency, WD. water depth, DO. dissolved oxygen, WT. water tempertaure, Chl.a. chlorophyll a, TN. total nitrogen, “*” and “**” denote significant correlation at level of $P<0.05$ and $P<0.01$, respectively, the same below

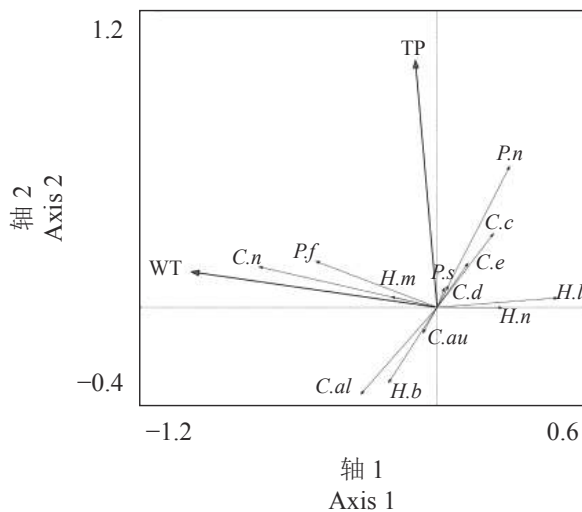


图 3 漏湖鱼类物种-环境因子的 RDA 分析双序图

C.al. 翘嘴鲌, *C.au.* 鲫, *C.c.* 鲤, *C.d.* 达氏鲌, *C.e.* 红鳍原鲌, *C.n.* 刀鲚, *H.b.* 贝氏鲟, *H.l.* 鲟, *H.m.* 鲢, *H.n.* 鳙, *P.s.* 似鳊, *P.f.* 黄颡鱼, *P.n.* 光泽黄颡鱼, 表 5 同。WT.水温, TP.总磷

Fig. 3 Two-sequence map of RDA analysis of fish species-environmental factors in Lake Gehu

C.al. *C. alburnus*; *C.au.* *C. auratus*; *C.c.* *C. carpio*; *C.d.* *C. dabryi*; *C.e.* *C. erythropterus*; *C.n.* *C. nasus*; *H.b.* *H. bleekeri*; *H.l.* *H. leucisculus*; *H.m.* *H. molitrix*; *H.n.* *H. nobilis*; *P.s.* *P. simony*; *P.f.* *P. fulvidraco*; *P.n.* *P. nitidus*, the same as Tab.5. WT. water temperature, TP. total phosphorus

3 讨论

3.1 漏湖鱼类群落结构及多样性的长期变化

有关漏湖鱼类群落结构和多样性的研究报道不多, 根据刘振东等^[15]的报道, 20世纪50年代漏湖鱼类约60种; 唐晟凯等^[23]采用渔簰和地笼于2008年在漏湖仅采集到了30种鱼类, 本研究也仅调查到了36种鱼类。从有限的资料来看, 漏湖鱼类物种组成及产量构成已发生了较大的改变

(表 5), 水质污染、增殖放流、过度捕捞和江湖阻隔是导致漏湖鱼类多样性下降和物种组成变化的主要原因。

20世纪90年代及之前, 漏湖为草性湖泊, 但随着外源和围网投饵养殖污染的加剧, 漏湖富营养化进程加速, 21世纪初水质迅速恶化为劣V类^[16]。富营养化导致浮游植物和浮游动物的增殖加速, 浮游植物生物量从20世纪80年代的0.807 mg/L, 上升到21世纪的7 mg/L以上^[29], 为滤食性鱼类如鲢鳙的增殖放流提供了饵料基础, 因此2000年后漏湖鲢鳙产量比例较20世纪70和80年代明显提高, 2017—2018年高达61.67% (表 5), 而且藻类大量增殖导致透明度下降, 从而导致耐污能力差的物种(如依赖视觉定位捕食的鱼食性鱼类)的种群数量逐渐减少^[30]。同时, 2000年后的水质恶化引起了漏湖水草分布的急剧萎缩, 2007年之后仅呈点状分布^[16], 水草的消失会导致栖息地异质性降低^[31]和水草资源的快速下降, 进而导致漏湖草食性鱼类或草上产卵鱼类数量的下降。20世纪80年代, 漏湖草食性鱼类如草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)和团头鲂的产量比例在8%以上, 21世纪已不足1% (表 5)。不仅如此, 水草的消失还会导致附草藻类和螺类生物量的减少, 青鱼(*Mylopharyngodon piceus*)主要摄食软体动物, 2014年漏湖软体动物生物量仅3.2 g/m²^[21], 经计算仅能支持软体动物食性鱼类约16.9 t的潜在产量, 且面临鲫鲤等杂食性鱼类的竞争, 20世纪70、80年代漏湖青鱼产量比例在2.4%以上, 2000年之后可以忽略不计 (表 4)。

过度捕捞和江湖阻隔是导致鱼类多样性下降的重要因素^[10, 32-33], 在漏湖渔簰和刺网为合法捕捞

方式,也存在使用“绝户网”地笼、松毛把、密眼笼梢、电鱼器具等禁用渔具的偷捕行为,因此漏湖鱼类面临较高强度的捕捞压力。漏湖出入湖河道虽未建水闸,但生态环境污染严重会导致江湖阻隔,漏湖阻隔系数较高,与太湖一样同为0.71^[34],因此影响河道作为鱼类洄游通道的功能,如江湖洄游性鱼类鲢鳙主要依靠人工放流得以在漏湖高产,青鱼和草鱼只是偶尔能捕捞到^[23],可

能是因为混杂在主要放流品种中而进入漏湖。由于过度捕捞和江湖阻隔,历史上在太湖中出现而当前消失的洄游性和具有地域性经济价值鱼类如日本鳗鲡(*Anguilla japonica*)、暗纹东方鲀(*Takifugu obscurus*)、鲃(*Tenualosa reevesii*)、尖头鲃(*C. oxycephalus*)^[32-33],在近2次漏湖鱼类调查中未曾捕获(表5)。

表5 漏湖主要鱼类产量构成比例的历史变化

Tab. 5 Long-time changes in production proportion of the main fish species

来源 sources	1973 [#]	1980s [#]	2008 [*]	2010 [§]	2014 ^{&}	2017—2018 [*]
青鱼 <i>M. piceus</i>	2.43	4.30		0.00	0.00	0
草鱼 <i>C. idella</i>	6.06	9.00		0.88	0.50	0
团头鲂 <i>M. amblycephala</i>	4.25	4.20			0.33	0.73
鲢鳙鱼 <i>H.m & H.n[*]</i>	14.55	4.00	32.68	12.54	40.79	61.67
鲤鲫鱼 <i>C.au & C.a[*]</i>	35.78	17.57	24.00	39.34	3.92	17.06
乌鳢 <i>C. argus</i>	0.56	13.10		0.54	0.00	0.11
鲃类 <i>Culter</i>	12.74	0.20	4.07	1.93	2.36	11.46
鲚类 <i>Coilia</i>	5.46	0.20	1.63	22.82	37.42	5.94
产量/t production	948.20	1 701.50		1 457.10	1 385.70	

注: #. 该两列数据分别直接来自文献^[15]中表1或表1中4年的平均值, §. 该列数据根据文献^[35]中表2的生物量和生产量/生物量以及湖泊面积计算而来, &. 该列数据来自作者2014年渔业调查数据, *. 该两列数据分别来自文献^[23]中表2和本研究
Notes: the data of column with superscript “#” are directly cited from table 1 of source^[15] or the mean calculated by the four-year data in the table, respectively; the data of column with superscript “§” are calculated by biomass, production/biomass in Tab.2 of the source^[35] and lake area; the data of column with superscript “&” are from the fishery survey by authors; and the data of column with superscript “*” are from the Tab.2 of the source^[23] and present study, respectively

3.2 漏湖鱼类群落时空分布及影响因素

鱼类群落结构与栖息地异质性紧密相关^[31], 水草覆盖度是造成栖息地异质性大小的关键因子, 通常水草覆盖度高的水域鱼类的多样性、密度和生物量也高^[7-8, 33]。漏湖水草几乎已经完全消失, 导致栖息地异质性非常低, 与此相对应, 漏湖鱼类群落的物种组成、NPUE和BPUE、Shannon物种多样性和均匀度指数均不存在显著空间差异。但漏湖鱼类物种丰富度指数存在显著的空间差异, 丰富度指数和物种多样性指数空间变化不一致, 说明两种指数受到了不同生态因子的影响^[9]。

非生物环境因子对湖泊鱼类群落的形成和维持起着决定作用, 湖泊水质和初级生产力因子可通过生理耐受性原理而直接改变鱼类群落结构, 这些局域尺度因子对鱼类群落产生的影响甚至大于景观和湖泊尺度因子产生的影响^[36]。在漏湖, 鱼类物种组成、NPUE和多样性指数受到了水质和初级生产力的影响。TP、TN、Chl.a、DO和SD是表征水体污染程度或初级生产力的重要环境

因子, TP、TN和Chl.a越大的区域污染程度越高、初级生产力越大, DO和SD相反。浮游植物密度、生物量与pH值呈显著正相关^[37], 本研究Chl.a与pH值呈显著正相关($r=0.820, P<0.001$), 说明pH值也能正向表征初级生产力的大小。物种多样性随着初级生产力的增加呈现驼峰型曲线变化, 在中等生产力时多样性最高, 超过此生产力阈值则下降^[38]。结合以上环境因子与初级生产力的逻辑关系以及本研究结果表明, 漏湖的多样性指数随着初级生产力的增加而下降, 与多样性-初级生产力驼峰型曲线右边部分相吻合^[38]。富营养化比较严重的太湖也呈现出类似的变化格局, 鱼类群落Shannon物种多样性指数和均匀度指数均与TN和NH₃-N呈显著负相关, 而与SD呈显著正相关^[33]。

水温增加会促进鱼类的活动性增强, 进而导致被动性网具的鱼类捕获率增加^[39]。漏湖鱼类采样工具为刺网和地笼, 均为被动性网具, 相关性分析表明, 漏湖鱼类NPUE也主要受水温的影响, 8月最高、3月最低, 一些研究也表明水温较高的

月份鱼类 NPUE 也较高^[8, 39-41]。漏湖鱼类丰富度指数、Shannon 物种多样性指数和均匀度指数均存在显著的月份变化, 水温较低的 3 月, 这三种指数均高于或显著高于其他月份, 一方面可能由捕捞干扰所致, 8 月和 11 月属于渔簰捕捞时期, 捕捞强度大, 而 3 月处在禁捕期间, 捕捞强度低, 高捕捞强度的过度干扰导致了多样性的下降; 另一方面可以用多样性与水质的关系解释, 3 月水质相对较好, 多样性高符合逻辑。不同学者的研究显示, 鱼类群落多样性指数的季节变化似乎无规律可言, 如分水江水库和三峡库区汉丰湖的多样性指数也是温度低的季节最高^[42-43], 而在有的湖泊高多样性却出现在水温比较高的季节^[40-41], 这种无规律性在何种程度上受到增殖放流和捕捞的影响, 需要进一步研究。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

- [1] 谷孝鸿, 毛志刚, 丁慧萍, 等. 湖泊渔业研究: 进展与展望[J]. 湖泊科学, 2018, 30(1): 1-14.
Gu X H, Mao Z G, Ding H P, *et al.* Progress and prospect of lake fishery[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(1): 1-14 (in Chinese).
- [2] Meijer M L, Jeppesen E, Van Donk E, *et al.* Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes: interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in The Netherlands and Denmark[J]. *Hydrobiologia*, 1994, 275-276: 457-466.
- [3] Zhang X, Xie P, Huang X P. A review of nontraditional biomanipulation[J]. *The Scientific World Journal*, 2008, 8: 1184-1196.
- [4] 刘其根, 张真. 富营养化湖泊中的鲢、鳙控藻问题: 争议与共识[J]. 湖泊科学, 2016, 28(3): 463-475.
Liu Q G, Zhang Z. Controlling the nuisance algae by silver and bighead carps in eutrophic lakes: disputes and consensus[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(3): 463-475 (in Chinese).
- [5] 乔雪, 刘其根, 陈丽平, 等. 长江口明珠湖大型底栖动物群落结构特征与水质评价[J]. 上海海洋大学学报, 2020, 29(5): 699-708.
Qiao X, Liu Q G, Chen L P, *et al.* Macroinvertebrate community structure and the biological assessment to water quality of Mingzhu Lake near the Yangtze River Estuary[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2020, 29(5): 699-708 (in Chinese).
- [6] Specziár A, Gyö rgy Á I, Erő s T. Within-lake distribution patterns of fish assemblages: the relative roles of spatial, temporal and random environmental factors in assessing fish assemblages using gillnets in a large and shallow temperate lake[J]. *Journal of Fish Biology*, 2013, 82(3): 840-855.
- [7] Xie S G, Cui Y B, Li Z J. Small fish communities in two regions of the Liangzi Lake, China, with or without submersed macrophytes[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2001, 17(2): 89-92.
- [8] Ye S W, Li Z J, Lek-Ang S, *et al.* Community structure of small fishes in a shallow macrophytic lake (Niushan Lake) along the middle reach of the Yangtze River, China[J]. *Aquatic Living Resources*, 2006, 19(4): 349-359.
- [9] Cheng L, Lek S, Lek-Ang S, *et al.* Predicting fish assemblages and diversity in shallow lakes in the Yangtze River basin[J]. *Limnologica*, 2012, 42(2): 127-136.
- [10] Hu Z J, Wang S Q, Wu H, *et al.* Temporal and spatial variation of fish assemblages in Dianshan Lake, Shanghai, China[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2014, 32(4): 799-809.
- [11] 毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞. 呼伦湖鱼类群落结构及其渔业资源变化[J]. 湖泊科学, 2016, 28(2): 387-394.
Mao Z G, Gu X H, Zeng Q F. The structure of fish community and changes of fishery resources in Lake Hulun[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(2): 387-394 (in Chinese).
- [12] 谢涵, 蒋忠冠, 夏治俊, 等. 围网养殖对华阳河湖鱼类群落结构的影响[J]. 水产学报, 2018, 42(9): 1399-1407.
Xie H, Jiang Z G, Xia Z J, *et al.* The impacts of enclosure aquaculture on fish community in the Huayanghe Lake[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2018, 42(9): 1399-1407 (in Chinese).
- [13] 邓思明, 臧增嘉, 詹鸿禧, 等. 太湖敞水区鱼类群落结构特征和分析[J]. 水产学报, 1997, 21(2): 135-142.
Deng S M, Zang Z J, Zhan H X, *et al.* A study on fish community structure in the open water zone of Taihu Lake[J]. *Journal of Fisheries of China*, 1997, 21(2): 135-142 (in Chinese).
- [14] 胡忠军, 吴昊, 陈立侨, 等. 长江口青草沙水库正式供水前的鱼类群落结构特征[J]. 水产学报, 2012, 36(8): 1234-1241.
Hu Z J, Wu H, Chen L Q, *et al.* Structure of fish assemblages before drinking-water supplies in Qingcaosha Reservoir of Yangtze River Estuary[J]. *Journal of*

- Fisheries of China, 2012, 36(8): 1234-1241 (in Chinese).
- [15] 刘振东, 洪昌仕. 太湖水产资源的开发与利用[J]. 自然资源, 1993, 15(2): 52-56.
- Liu Z D, Hong C S. Exploitation and utilization of aquatic resources in Gehu Lake of Jiangsu Province[J]. Natural Resources, 1993, 15(2): 52-56 (in Chinese).
- [16] 高亚岳, 周俊, 陈志宁, 等. 太湖富营养化进程中沉水植被的演替及重建设想[J]. 江苏环境科技, 2008, 21(4): 21-24.
- Gao Y Y, Zhou J, Chen Z N, *et al.* Research on succession and rehabilitation of submerged macrophytes in the process of eutrophication of Gehu Lake[J]. Jiangsu Environmental Science and Technology, 2008, 21(4): 21-24 (in Chinese).
- [17] 陶花, 潘继征, 沈耀良, 等. 太湖底质特性对菹草(*Potamogeton crispus*)和伊乐藻(*Elodeanattalii*)生长的影响[J]. 湖泊科学, 2011, 23(3): 383-388.
- Tao H, Pan J Z, Shen Y L, *et al.* Effects of substrate character of Lake Gehu on the growth of *Potamogeton crispus* and *Elodeanattalii*[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(3): 383-388 (in Chinese).
- [18] Jia P Q, Hu M H, Hu Z J, *et al.* Modeling trophic structure and energy flows in a typical macrophyte dominated shallow lake using the mass balanced model[J]. Ecological Modelling, 2012, 233: 26-30.
- [19] 陈立婧, 梅榛, 孔优佳, 等. 太湖控藻网围中鲢鳙对枝角类群落结构的影响[J]. 水产学报, 2013, 37(4): 545-555.
- Chen L J, Mei Z, Kong Y J, *et al.* The influences of silver carp and bighead carp in bio-manipulation pen on the community structure of cladocera in Lake Gehu[J]. Journal of Fisheries of China, 2013, 37(4): 545-555 (in Chinese).
- [20] 李大命, 阳振, 于洋, 等. 太湖和骆马湖春季浮游植物光合作用活性的研究[J]. 湖泊科学, 2013, 25(5): 688-694.
- Li D M, Yang Z, Yu Y, *et al.* Photosynthetic activity of phytoplankton in Lake Gehu and Lake Luoma in spring[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, 25(5): 688-694 (in Chinese).
- [21] 熊春晖, 张瑞雷, 季高华, 等. 江苏太湖大型底栖动物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 应用生态学报, 2016, 27(3): 927-936.
- Xiong C H, Zhang R L, Wu X D, *et al.* Community structure of macrozoobenthos and its relationship with environmental factors in Lake Gehu, Jiangsu, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(3): 927-936 (in Chinese).
- [22] 刘其根, 孙宇, 赵良杰, 等. 鲢鳙放养对水体微生物碳源利用影响的围隔试验[J]. 淡水渔业, 2017, 47(1): 84-90.
- Liu Q G, Sun Y, Zhao L J, *et al.* Effects of stocked silver carp and bighead carp on carbon sources utilized by microbes in enclosures in Lake Gehu[J]. Freshwater Fisheries, 2017, 47(1): 84-90 (in Chinese).
- [23] 唐晟凯, 张彤晴, 孔优佳, 等. 太湖鱼类学调查及渔获物分析[J]. 水生态学杂志, 2009, 2(6): 20-24.
- Tang S K, Zhang T Q, Kong Y J, *et al.* Ichthyological survey and fish yield analysis of Lake Gehu[J]. Journal of Hydroecology, 2009, 2(6): 20-24 (in Chinese).
- [24] 马克平. 试论生物多样性的概念[J]. 生物多样性, 1993, 1(1): 20-22.
- Ma K P. On the concept of biodiversity[J]. Biodiversity Science, 1993, 1(1): 20-22 (in Chinese).
- [25] Tang S K, Zhang T Q, Lu J M, *et al.* Temporal and spatial variation in fish assemblages in Lake Taihu, China[J]. Journal of Freshwater Ecology, 2015, 30(1): 181-196.
- [26] 王银平, 匡箴, 蔺丹清, 等. 长江安庆新洲水域鱼类群落结构及多样性[J]. 生态学报, 2020, 40(7): 2417-2426.
- Wang Y P, Kuang Z, Lin D Q, *et al.* Community structure and species diversity of fish around the Xinzhou shoal in the Anqing section of the Yangtze River, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(7): 2417-2426 (in Chinese).
- [27] Chen L P, Zhang Y, Liu Q G, *et al.* Spatial variations of macrozoobenthos and sediment nutrients in Lake Yangcheng: emphasis on effect of pen culture of Chinese mitten crab[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 37: 118-129.
- [28] 徐姗楠, 郭建忠, 范江涛, 等. 夏季大亚湾鱼类群落结构与多样性[J]. 生态学杂志, 2020, 39(4): 1254-1264.
- Xu S N, Guo J Z, Fan J T, *et al.* Fish community structure and diversity in Daya Bay in summer[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(4): 1254-1264 (in Chinese).
- [29] 陈立婧, 彭自然, 孔优佳, 等. 江苏太湖浮游藻类群落结构特征[J]. 生态学杂志, 2008, 27(9): 1549-1556.
- Chen L J, Peng Z R, Kong Y J, *et al.* Characteristics of community structure of planktonic algae in Gehu Lake of Jiangsu Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2008, 27(9): 1549-1556 (in Chinese).
- [30] Persson L, Diehl S, Johansson L, *et al.* Shifts in fish communities along the productivity gradient of temper-

- ate lakes—patterns and the importance of size-structured interactions[J]. *Journal of Fish Biology*, 1991, 38(2): 281-293.
- [31] Keast A. Tropic and spatial interrelationships in the fish species of an Ontario temperate lake[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 1978, 3: 7-31.
- [32] 刘恩生, 刘正文, 陈伟民, 等. 太湖鱼类产量、组成的变动规律及与环境的关系[J]. *湖泊科学*, 2005, 17(3): 251-255.
- Liu E S, Liu Z W, Chen W M, *et al.* Changes in the yield and composition of the fish catches and their relation to the environmental factors in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2005, 17(3): 251-255 (in Chinese).
- [33] 毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 太湖鱼类群落结构及多样性[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(12): 2836-2842.
- Mao Z G, Gu X H, Zeng Q F, *et al.* Community structure and diversity of fish in Lake Taihu[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(12): 2836-2842 (in Chinese).
- [34] 王忠锁, 吕偲, 许崇任, 等. 江湖阻隔对短吻间银鱼空间发生格局的影响[J]. *生物多样性*, 2005, 13(5): 407-415.
- Wang Z S, Lv C, Xu C R, *et al.* Impact of river-lake isolation on the spatial distribution pattern of *Hemisalanx brachyrostralis*[J]. *Biodiversity Science*, 2005, 13(5): 407-415 (in Chinese).
- [35] 贾佩峤, 胡忠军, 武震, 等. 基于ecopath模型对漏湖生态系统结构与功能的定量分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2013, 22(2): 189-197.
- Jia P Q, Hu Z J, Wu Z, *et al.* Quantitative analysis on the structure and function of the Gehu Lake ecosystem based on ecopath modeling[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013, 22(2): 189-197 (in Chinese).
- [36] Dembkowski D J, Miranda L E. Environmental variables measured at multiple spatial scales exert uneven influence on fish assemblages of floodplain lakes[J]. *Hydrobiologia*, 2014, 721(1): 129-144.
- [37] 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.
- Dai P, Yan M J, Zhou Y, *et al.* Ecological characteristics of phytoplankton community structure in the littoral zone of Lake Wuli, Lake Taihu in 2014-2015[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2018, 27(10): 2348-2357 (in Chinese).
- [38] Dodson S I, Arnott S E, Cottingham K L. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness[J]. *Ecology*, 2000, 81(10): 2662-2679.
- [39] Li Y L, Liu Q G, Chen L P, *et al.* A comparison between benthic gillnet and bottom trawl for assessing fish assemblages in a shallow eutrophic lake near the Changjiang River estuary[J]. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2018, 36(2): 572-586.
- [40] 胡茂林, 吴志强, 刘引兰. 鄱阳湖湖口水域鱼类群落结构及种类多样性[J]. *湖泊科学*, 2011, 23(2): 246-250.
- Hu M L, Wu Z Q, Liu Y L. Fish diversity and community structure in Hukou area of Lake Poyang[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2011, 23(2): 246-250 (in Chinese).
- [41] Perera HACC, Li Z J, De Silva SS, *et al.* Effect of the distance from the dam on river fish community structure and compositional trends, with reference to the Three Gorges Dam, Yangtze River, China[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2014, 38(3): 438-445.
- [42] 原居林, 顾志敏, 贾永义, 等. 分水江水库鱼类群落结构多样性研究[J]. *水生态学杂志*, 2011, 32(4): 63-66.
- Yuan J L, Gu Z M, Jia Y Y, *et al.* Study on the diversity of fish community structure in Fenshuijiang reservoir[J]. *Journal of Hydroecology*, 2011, 32(4): 63-66 (in Chinese).
- [43] 王敏, 朱峰跃, 刘邵平, 等. 三峡库区汉丰湖鱼类群落结构的季节变化[J]. *湖泊科学*, 2017, 29(2): 439-447.
- Wang M, Zhu F Y, Liu S P, *et al.* Seasonal variations of fish community structure of Lake Hanfeng in Three Gorges Reservoir region[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29(2): 439-447 (in Chinese).

Spatial and temporal distribution of fish assemblages and its relationship with environmental factors in Lake Gehu

LI Jingwei^{1,2,3}, XU Dongpo⁴, LI Wei⁵, KONG Youjia⁶, HUA Shaopeng⁶,
LIU Qigen^{1,2,3}, ZHANG Shun^{1,2,3}, HU Zhongjun^{1,2,3*}

(1. National Experimental Teaching Demonstration Center of Fisheries Science,
Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. Key Laboratory of Freshwater Aquatic Germplasm Resources of Ministry of Agriculture and Rural Affairs,
Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

3. Research Center for Fish Nutrition and Environmental Ecology, Ministry of Agriculture and Rural Affairs,
Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

4. Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China;

5. National Fisheries Technology Extension Center, Beijing 100125, China;

6. Fisheries Management Commission of Lake Gehu, Changzhou 213161, China)

Abstract: In order to understand the status and dynamics of fish community in Gehu Lake, the fishes at 16 stations in Lake Gehu were seasonally sampled using multi-mesh gillnets and traps from August, 2017 to May, 2018. Meanwhile, water temperature (WT), water depth (WD), transparency (SD), pH, chlorophyll a (Chl.a), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) were measured. Using these data, fish community structural characteristics, the spatial and temporal distribution pattern and its relationship with environmental factors were analyzed. A total of thirty-six fish species, belonging to 4 orders and 8 families, were collected from Lake Gehu. According to index of relative importance (IRI), Japanese grenadier anchovy (*Coilia nasus*) was the predominant species, silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and crucian carp (*Carassius auratus*) were the common species. Sedentary fishes (83.3%) predominated in species number among the three ecological groups and omnivorous fishes (47.2%) prevailed among the five feeding functional groups. The fish species composition in Lake Gehu did not differ monthly and spatially. The Two-Way analysis of variance (ANOVA) showed that number per catch effort (NPUE), richness index (R), Shannon-Wiener's diversity index (H') and evenness index (J) significantly differed but biomass per catch effort (BPUE) did not differ monthly, and all the five structural features except R did not significantly differ between lake areas. Redundancy analysis revealed that WT and TP were the key factors influencing the spatial and temporal distribution of fish species of Lake Gehu. The results suggested that since 1950s the fish diversity has declined markedly and the species and product composition have changed greatly, which is speculated to be responsible for sharp degradation of macrophyte vegetation, overfishing, disconnection between lake and river, and breeding and enhancement.

Key words: shallow lake; fish community; spatio-temporal dynamics; environment factors; multivariate statistical analysis; Lake Gehu

Corresponding author: HU Zhongjun. E-mail: zjhu@shou.edu.cn

Funding projects: National Key R & D Projects (2020YFD0900504, 2019YFD0900605); Major Project of Aquatic Biological Resources in Jiangsu Province (ZYHB16); Jiangsu Fishery Science and Technology Project (Y2017-23)