

水位变化驱动的泛滥平原典型生境鱼类beta多样性动态

戴秉国, 王朝, 蒋忠冠

(安徽大学资源与环境工程学院, 湿地生态保护与修复安徽省重点实验室, 安徽合肥 230601)

摘要: 泛滥平原生态系统由流水和静水两类典型生境组成, 鱼类群落不同水文周期和水位波动驱动下经历剧烈的beta多样性变动。为解析此生态系统过程, 分别度量了周期性水位变化下泛滥平原流水和静水生境鱼类的总beta多样性(TBI)、beta增加(D_{gain})和beta丧失(D_{loss})的时间变化, 可为流域鱼类资源保护提供理论支撑; 通过进一步计算各物种对beta多样性格局的贡献(SCBD), 甄别出流水和静水生境中响应水位变化的关键鱼类物种。结果表明, 随水位下降, 菜子湖静水和流水生境鱼类群落总beta多样性的时间变化主要受物种丧失过程的影响, 且流水生境的 D_{loss} 显著高于 D_{gain} ($P < 0.05$), 反映了随洪泛退散流水生境中鱼类群落资源的急剧减退。随着水位下降, 驱动beta多样性变动的关键物种如黄颡鱼(*Tachysurus fulvidraco*)、长须拟鲿(*Tachysurus longibarbus*)、光唇蛇鲂(*Saurogobio gymnocheilus*)等河流型鱼类的SCBD在流水和静水生境均表现出降低的趋势; 而翘嘴鲌(*Culter alburnus*)、团头鲂(*Megalobrama amblycephala*)、花鲢(*Hemibarbus maculatus*)、鱮(*Hyporhamphus intermedius*)和鲫(*Carassius auratus*)等湖泊广布型物种的SCBD随水位的降低均明显升高。静水和流水生境中的物种SCBD指数变化(Δ SCBD)与多度变化呈极显著正相关($P < 0.001$), 表明水位变化导致的群落结构差异以及各物种资源量变动均为造成鱼类群落beta多样性格局变迁的影响因素。

关键词: 水位变化; 泛滥平原; beta多样性; 物种丧失; 菜子湖

中图分类号: Q145 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2021)06-0085-07

泛滥平原生态系统由静水(lentic)和流水(lotic)两类典型生境组成(Copp, 1989; Wang et al, 2019)。流水生境主要包括泛滥平原江河干流及其支流水域, 是产漂浮性卵鱼类(如“四大家鱼”)的重要产卵场; 水流稳定、营养充沛的静水生境主要指通江湖泊, 是鱼类个体生长发育的理想生境(Ru & Liu, 2013; 谢平, 2017)。静水和流水生境不仅为湖泊定居型、河流型和江湖洄游型鱼类提供了栖息、育肥和繁殖场所, 也共同见证和支撑不同生态类型的鱼类在生境间的迁移和洄游, 以完成其完整生活史周期和节律(Nunn et al, 2007; Espinola et al, 2017)。大量研究表明, 水位变化是驱动泛滥平原静水和流水生境中鱼类群落结构周期性变化的主要因素(Junk et al, 1989; Tockner et al, 2000; Junk, 2005)。高水位时期, 彼此连通的生境为鱼类提供适宜的产卵场地、充沛的食物和多样的庇护场所

(Junk et al, 1989; Linhoss et al, 2012; Tao et al, 2017), 大量由江河干流补充进泛滥平原的鱼类广泛地分布于同质化的各类生境中(Thomaz et al, 2007; 王朝等, 2019); 随着水位下降, 各生境彼此隔离(Nobile et al, 2019), 在生境过滤的作用下(如压缩的生存空间、恶化的水体理化条件和加剧的种间竞争等)(McConnell & Lowe-McConnell, 1987; Nunn et al, 2007), 鱼类在异质化的静水和流水生境间寻求适宜的生存环境或迁出泛滥平原河湖网络(王朝等, 2019)。区别于多数仅描述泛滥平原单一生境鱼类丰富度和资源量(alpha多样性)变化的研究(钱红等, 2016; Chea et al, 2017; Jin et al, 2019), 综合静水和流水两类生境(王朝等, 2019; Wang et al, 2019)探讨鱼类群落组成的差异(beta多样性), 可反映鱼类在整个泛滥平原生境间的迁移规律。

Beta多样性通常被用来度量不同群落间的物种丰富度或多度差异, 以反映物种在群落间转移的动态机制(Socolar et al, 2016)。目前, 较为常用的BAS法是将总beta多样性分解为轮转(turnover)和嵌套(nestedness)两个组分, 分别表示群落间双向物种替换(loss and gain)和单向物种得失(loss or gain)的程度(Baselga, 2010; 2013; 斯幸峰等, 2017)。这种方法可以从较为宏观的角度描画群落之间物种组成差异的总体分布格局, 但无法直观反映各群落组成变动过程中详尽的物种得失信息。为从物种层面详细

收稿日期: 2019-12-03 修回日期: 2021-05-19

基金项目: 安徽省高等学校自然科学研究项目重点项目(KJ2020A0045); 安徽省自然科学基金面上项目(2108085MC86); 国家自然科学基金青年项目(31600438)。

作者简介: 戴秉国, 1996年生, 男, 硕士研究生, 研究方向为鱼类多样性与湿地生态。E-mail: bingguodai@outlook.com

通信作者: 蒋忠冠, 1988年生, 男, 副教授, 主要从事鱼类分类与生态研究。E-mail: zhongguan6@163.com

探究群落 beta 多样性的变化机制,有学者提出使用 beta 多样性时间变化指数 (Temporal Beta-Diversity Index, TBI) 测量群落组成在两次观测期之间的变化,并将 TBI 分解为 beta 丧失 (D_{loss}) 和 beta 增加 (D_{gain}) 两组分,以量化导致各群落物种组成时间变动的物种得失过程 (Legendre, 2019; Legendre & Condit, 2019); 另外,各物种对 beta 多样性的贡献指数 (Species Contributions to Beta Diversity, SCBD) 能够量化物种在形成 beta 多样性格局时的相对重要性 (Legendre & DeCaceres, 2013),进而可从物种层面充分揭示群落结构的变化机制,并直观筛选出在此变化过程中起关键作用的物种 (王魏根, 2018)。

长江中下游泛滥平原是国内浅水湖泊集中分布的区域之一 (Liu & Wang, 2010),这些湖泊通过河道与长江干流连通,共同形成江湖连通复合体 (茹辉军等, 2008; Li et al, 2015),为鱼类提供了多样的生境条件 (Copp, 1989)。在此生活的鱼类形成了与周期性水位变化高度适应的生活史策略 (茹辉军, 2012)。本研究选取水位变化节律与长江干流类似的菜子湖流域为研究区域 (Wang et al, 2019),分别计算比较该区域内静水和流水生境中鱼类群落 beta 多样性在高低水位时期之间的变化 (TBI 及其两组分) 及此过程中各物种的贡献 (SCBD) 差异,以探究周期性水位变化对静水和流水生境中鱼类群落结构的影响及形成群落结构差异的关键种类的动态变化,并进一步为类似流域筛选和甄别鱼类资源保护的重点生境和关键物种提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域及样本获取

横跨安徽省枞阳县和安庆市两地的菜子湖位于长江北岸,通过长河与长江连通 (Li et al, 2019),用于调节湖区水位的枞阳闸建于长河与菜子湖的湖口交汇处 (王晨旭等, 2012; Li et al, 2019)。根据枞阳闸 2017 年和 2018 年的水位记录 (安庆水文水资源局, 2018),高水位期从 2017 年 6 月持续至 8 月 (10~13 m); 低水位期从 2017 年 11 月持续至 2018 年 1 月 (7~10 m)。枞阳闸在上述高低水位期分别累计开启 65 d 和 31 d。

本研究选在闸门开启的条件下,分别在高水位期 (水位高于 12 m 的 8 月) 和低水位期 (水位低于 8 m 的 12 月) 进行鱼类定量采集。在长河干流河道随机均匀选取 10 个样点代表流水生境,并在相邻的菜子湖湖口水域随机均匀设置 10 个样点表征静水生境 (图 1)。所有样点均选在无大型水生植被生长的开阔水域,且均具有足够的水深条件以进行鱼类样本的

有效采集。鱼类收集网具选用规格统一的网簏 (150 m² 引网+500 m² 围网+收集网袋,网目 3 cm)。收获鱼类样本前,网簏在各样点的定置时间均为 12 h。各网簏于前一天傍晚放置并于第二天清晨收取渔获物,单位捕捞努力量渔获量 (CPUE) 统计为 12 h 的单网渔获量。参考相关文献资料 (朱松泉, 1995; 陈宜瑜等, 1998; 乐佩琦等, 2000; 姚闻卿, 2010),对采集到的鱼类样本逐条鉴定至物种水平并计数,同时逐条测量体长和体重。鱼类样本保存在浓度为 10% 的福尔马林试剂中并带回实验室留存。依据记录到的鱼类,建立其多度空间分布矩阵 (物种多度×样点)。

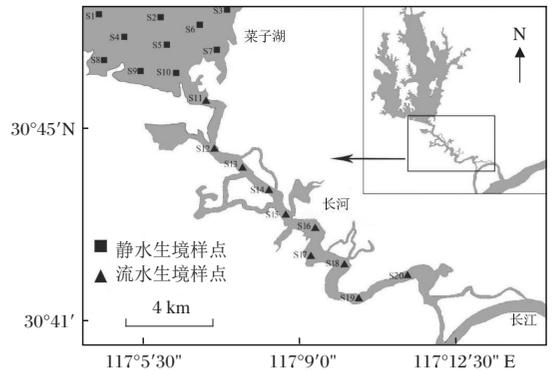


图 1 流水和静水生境鱼类采集样点

Fig.1 Location of the sampling sites for fish collection in lotic and lentic habitats

1.2 数据处理

1.2.1 TBI 指数及其 D_{loss} 和 D_{gain} 组分 TBI 指数基于 Bray-Curtis 距离系数对各群落的物种组成及其多度的时间变化予以度量; 同时, TBI 指数可拆分为 beta 丧失 (D_{loss}) 和 beta 增加 (D_{gain}) 两个组分,即物种的丧失和获得共同导致群落结构的时间变化 (Legendre, 2019; Legendre & Condit, 2019)。TBI 指数及其 D_{loss} 和 D_{gain} 组分的计算公式如下:

$$TBI = \frac{\sum B_i + \sum C_i}{2 \sum A_i + \sum B_i + \sum C_i} = D_{loss} + D_{gain} \quad (1)$$

$$D_{loss} = \frac{\sum B_i}{2 \sum A_i + \sum B_i + \sum C_i} \quad (2)$$

$$D_{gain} = \frac{\sum C_i}{2 \sum A_i + \sum B_i + \sum C_i} \quad (3)$$

式中: A_i 表示在两次观测期 (T_1 和 T_2) 均捕获物种 i 的个体数; B_i 和 C_i 分别代表物种 i 在 T_1 和 T_2 时期相较另一时期多采集到的物种个体数 (Legendre, 2019)。

1.2.2 SCBD 指数 通过计算经 Hellinger 转换的物种多度空间分布矩阵的总方差 (SS), 再依次计算各物种方差所占总方差的比重, 可获得物种对 beta 多样

性的贡献指数 (SCBD) (Legendre & DeCaceres, 2013; Legendre & Condit, 2019)。计算公式如下:

$$SCBD = SS_i / SS \quad (4)$$

式中: SS_i 代表物种 i 在群落中的离均差平方和。SCBD 值越大的物种, 对群落 beta 多样性的相对重要性越大 (王魏根, 2018; Tan et al, 2019)。

1.3 数据分析

分别计算静水和流水生境中鱼类群落 TBI 数值及其组分 D_{loss} 和 D_{gain} 。为了进一步检验每类生境物种增加和丧失水平及其差异的显著性, 用 PERMANOVA 分析 (基于 Bray-Curtis 差异性系数, 置换次数为 9999) 分别检验静水和流水生境中 D_{loss} 和 D_{gain} 组分均值的差异显著性。分别对静水和流水生境鱼类群落 D_{loss} 和 D_{gain} 进行拟合分析, 并与 $D_{loss} - D_{gain}$ 图 (也称“B-C 图”) (Legendre, 2019; Legendre & Condit, 2019) 中过原点的对照直线比较, 确定导致 TBI 变化的主要组分: 位于对照直线上方的点表示主要由物种增加过程驱动 TBI 指数的群落 ($D_{loss} < D_{gain}$); 位于对照直线下方的点则代表 TBI 指数主要受物种丧失过程影响的群落 ($D_{loss} > D_{gain}$)。为进一步从物种层面探究鱼类对群落 beta 多样性格局的贡献, 分别计算静水和流水生境在高低水位时期鱼类的 SCBD 指数, 并度量其从高水位 (high water level, HWL) 期至低水位 (low water level, LWL) 期的变化值 ($\Delta SCBD = SCBD_{LWL} - SCBD_{HWL}$); 最后分别用静水和流水生境中各鱼类的多度变化量和 $\Delta SCBD$ 进行回归分析, 以探讨物种 $\Delta SCBD$ 与多度变化量的联系。

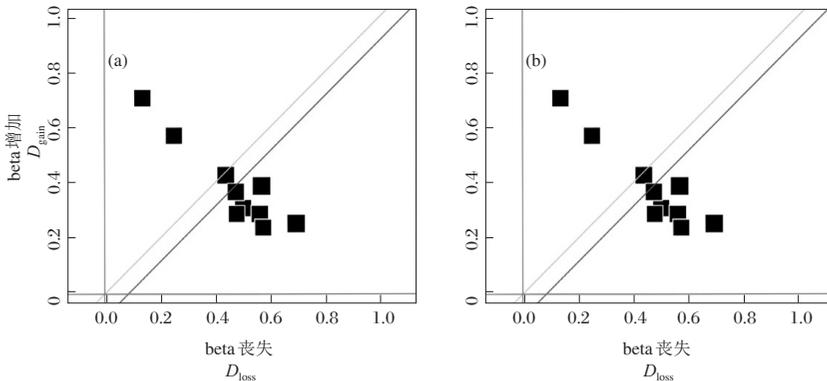


图 2 静水生境 (a) 和流水生境 (b) 的鱼类群落 beat 多样性

Fig.2 $D_{loss} - D_{gain}$ plots of fish communities in lentic (a) and lotic (b) habitats

2.2 物种 SCBD 指数

通过计算静水和流水生境鱼类在水位下降后的 SCBD 指数差值, 绘制两生境鱼类 $\Delta SCBD$ (图 3)。可见静水和流水生境中的翘嘴鲌 (*Culter alburnus*)、团头鲂 (*Megalobrama amblycephala*)、花鲢 (*Hemibarbus maculatus*)、

TBI 指数及 D_{loss} 和 D_{gain} 的拆分计算、 $D_{loss} - D_{gain}$ 图的绘制和 SCBD 指数的计算使用 “adespatial” 包 (Dray et al, 2017) 在 RStudio 软件中完成 (RStudio team, 2018)。PERMANOVA 检验和回归分析通过 PAST 软件实现 (Hammer et al, 2001)。

2 结果与分析

2.1 群落 TBI 指数及 D_{loss} 和 D_{gain} 组分

静水和流水生境的 TBI 指数分别为 (0.923 ± 0.034) 和 (0.909 ± 0.047) , 表明不同生境鱼类群落组成在水位下降后发生了较大变化 (表 1)。随着洪泛退散, 静水生境鱼类群落的 beta 丧失 (D_{loss}) 和 beta 增加 (D_{gain}) 的均值差异不显著 ($P=0.24$); 而流水生境中 D_{loss} 显著大于 D_{gain} ($P < 0.05$)。通过对 $D_{loss} - D_{gain}$ 图分析发现, 静水 (图 2-a) 和流水生境 (图 2-b) 鱼类群落 beta 多样性的时间变化主要受物种丧失过程 ($D_{loss} > D_{gain}$) 的驱动。

表 1 流水和静水生境鱼类群落的 TBI 指数及 D_{loss} 和 D_{gain} 组分

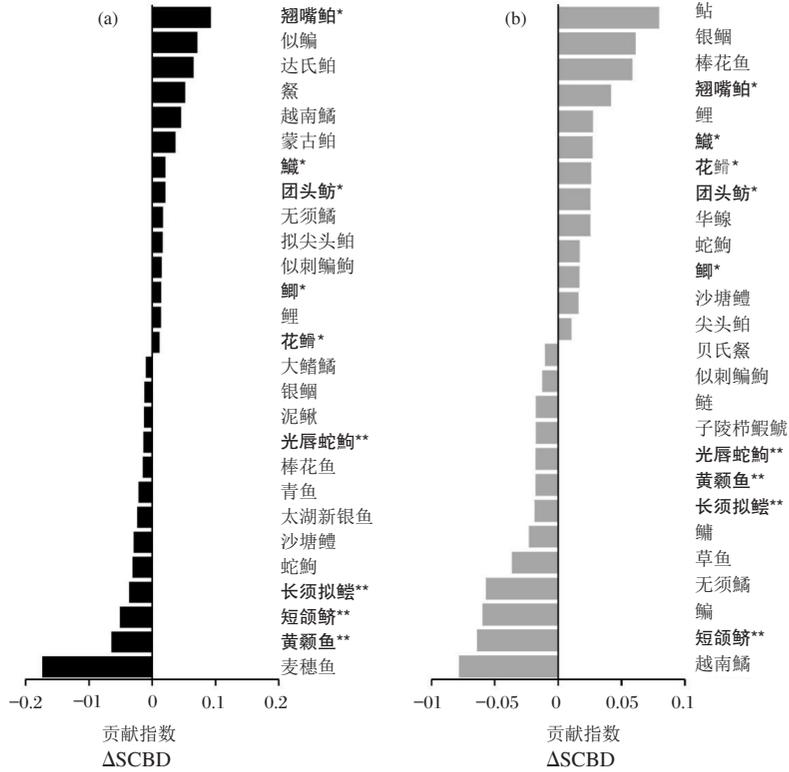
Tab.1 TBI, D_{loss} and D_{gain} of fish community in the lotic and lentic habitats

指标	静水生境			流水生境		
	TBI	D_{loss}	D_{gain}	TBI	D_{loss}	D_{gain}
平均值	0.923	0.507	0.416	0.909	0.588 ^a	0.322 ^b
标准差	0.034	0.171	0.164	0.047	0.214	0.223
最小值	0.872	0.150	0.261	0.826	0.230	0.113
最大值	0.982	0.716	0.769	0.968	0.823	0.738

注: 上标 a 和 b 表示在相应生境中 D_{loss} 和 D_{gain} 指数均值有显著性差异 ($P < 0.05$)。

Note: Superscript letters a and b indicate significant difference in the mean values between D_{loss} and D_{gain} in the corresponding habitat ($P < 0.05$).

鱖 (*Hyporhamphus intermedius*) 和 鲫 (*Carassius auratus*) 等广布型物种的 SCBD 数值随水位下降而增加; 而黄颡鱼 (*Tachysurus fulvidraco*)、长须拟鲮 (*Tachysurus longibarbus*)、光唇蛇鮠 (*Saurogobio gymnocheilus*) 等河流型鱼类的 SCBD 指数在两种生境中随水位降低而降低。



ΔSCBD在-0.01~0.01的物种未予标示;“*”表示该物种在两生境中的SCBD值均升高;“**”表示该物种在两生境中的SCBD数值均降低。

图3 静水生境(a)和流水生境(b)鱼类的ΔSCBD

Species with ΔSCBD values between -0.01 and 0.01 are not shown;

* fish species with increased SCBD in both habitats; ** fish species with decreased SCBD in both habitats.

Fig.3 ΔSCBD values of each fish species in the lentic (a) and lotic (b) habitats

2.3 物种ΔSCBD与多度变化量的相关性

静水生境和流水生境鱼类多度变化量与ΔSCBD的关系见图4。可见2种生境中鱼类的多度变化量与

其ΔSCBD数值均呈极显著正相关关系($P < 0.001$),即多度变化越大的物种,对群落beta多样性的贡献率变化越大。

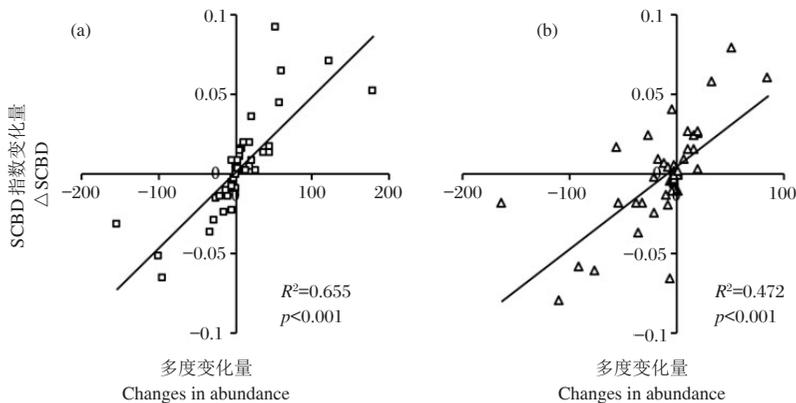


图4 静水生境(a)和流水生境(b)鱼类多度变化量与ΔSCBD的相关关系

Fig. 4 Correlation between fish abundance change and ΔSCBD in lentic (a) and lotic (b) habitats

3 讨论

3.1 鱼类群落beta多样性的时空动态

菜子湖是长江中下游泛滥平原众多通江湖泊之一(Liu & Wang, 2010);鱼类随水位变化在菜子湖的

静水和流水生境中完成觅食、避敌、产卵、育肥等生态过程(Junk, 2005;王朝等, 2019)。各生境的鱼类群落不同水文时期表现出不同的结构, Thomaz等(2007)认为在泛滥平原生态系统中,上升的水位导致鱼类群落的同质化(beta多样性降低),水位下降则

显著提高各群落间的组成差异(beta多样性增加)。随着水位的下降,鱼类的活动范围在水平和垂直方向均逐渐收缩,且水体中的无机盐等物质浓缩沉降,持续恶化的水体理化性质加剧了鱼类的种间竞争,进而迫使部分鱼类返回长江干流,具有较强耐受性的鱼类得以留存(McConnell & Lowe-McConnell, 1987; Nunn et al, 2007);王朝等(2019)报道了低水位时期菜子湖流域鱼类资源量(alpha多样性)的下降。本研究进一步阐明了生境过滤作用加剧了两生境鱼类群落beta多样性的时间变化,且物种丧失是驱动群落beta多样性变化的主要生态过程。

通过对TBI指数的拆分,发现菜子湖流域流水生境中beta丧失(D_{loss})显著大于beta增加(D_{gain}),而在静水生境中beta丧失(D_{loss})和beta增加(D_{gain})两组分的差异不显著。随着水文条件的周期性变动,江湖连通复合体中的河流型和江湖洄游型鱼类随水流在各生境间迁移(Junk et al, 1989; Junk, 2005);流水生境是支撑并见证此过程的关键区域(Dai et al, 2020)。水位下降的过程中,部分鱼类个体自湖泊静水生境迁出,经由通江河道的流水生境返回长江干流。持续的物种迁出($D_{loss} > D_{gain}$)加剧了流水生境鱼类群落的物种组成变动(Thomaz et al, 2007);同时,流水生境随水位下降表现出急剧的生境破碎化和异质化,导致鱼类分布在相对分散的生境中(王朝等, 2019; Wang et al, 2019),进一步反映了流水生境鱼类群落beta多样性更易受到水文条件变动的影响;而位于湖口等区域的静水生境为鱼类提供了相对适宜的栖息环境,在低水位时期也可接纳迁入的湖泊定居型鱼类,进而反映出无显著差异的beta丧失(D_{loss})和beta增加(D_{gain})。随着大量水利工程的建设,流水生境的水位变化遭受剧烈的扰动,对江湖洄游型和河流型等鱼类的生活史节律造成严重威胁(谢平, 2017)。本研究认为,相较于强调敞水湖区鱼类生境的保护,流水生境作为维持鱼类资源多样性的关键区域,更应受到优先重视和保护。

3.2 影响鱼类群落beta多样性变动的关键物种

通过对各物种SCBD指数测算,能够筛选出对群落beta多样性格局变化起到重要作用的关键物种(王魏根, 2018; Tan et al, 2019);同时,本研究也表明,鱼类SCBD的变化与多度的变化显著正相关(Legendre & DeCaceres, 2013; Tan et al, 2019)。随洪水退散,黄颡鱼、光唇蛇鮠等关键物种对群落beta多样性格局的贡献(SCBD)降低,这些河流型和江河洄游型鱼类高度仰赖周期性的水位变化以完成其生活史,并随水位下降而大量迁出泛滥平原流域返回江河干流(Nunn

et al, 2007),导致流水生境鱼类多度的显著下降,从而减弱了这些关键鱼类对beta多样性格局的相对重要性(SCBD);而短颌鲚(*Coilia brachygnathus*)等一些湖泊定居型物种则迁往敞水湖区,寻求更为适宜的生存环境,同样也降低了其对流水生境鱼类beta多样性的贡献(SCBD);另外,在低水位时期,翘嘴鲌、花鲢、鲫等生态幅相对较广且种间竞争力更强的广布型鱼类逐渐成为各生境中的优势种,进而表现出对beta多样性格局贡献率的提高。此结果揭示了水位洪枯变化不仅通过改变鱼类组成而影响泛滥平原鱼类多样性格局,也通过各物种的资源量变化,影响鱼类群落beta多样性格局动态。

参考文献

- 安庆水文水资源局, 2018. 安庆水旱情信息网[DB/OL]. <http://60.171.153.178>.
- 陈宜瑜, 褚新洛, 罗云林, 等, 1998. 中国动物志: 硬骨鱼纲: 鲤形目(中卷)[M]. 北京: 科学出版社.
- 乐佩琦, 陈宜瑜, 曹文宣, 等, 2000. 中国动物志: 硬骨鱼纲: 鲤形目(下卷)[M]. 北京: 科学出版社.
- 钱红, 严云志, 储玲, 等, 2016. 巢湖流域河流鱼类群落的时空分布[J]. 长江流域资源与环境, 25(2): 257-264.
- 茹辉军, 刘学勤, 黄向荣, 等, 2008. 大型通江湖泊洞庭湖的鱼类物种多样性及其时空变化[J]. 湖泊科学, 20(1): 93-99.
- 茹辉军, 2012. 大型通江湖泊洞庭湖水域江湖洄游性鱼类生活史过程研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所.
- 斯幸峰, 赵郁蒙, 陈传武, 等, 2017. Beta多样性分解: 方法与应用与展望[J]. 生物多样性, 25(5): 464-480.
- 王朝, 周立志, 戴秉国, 等, 2019. 水位洪枯变化对菜子湖江湖过渡带鱼类物种和功能多样性的影响[J]. 湖泊科学, 31(5): 1403-1414.
- 王晨旭, 王忠锁, 许隆君, 等, 2012. 菜子湖鱼类区系变动及其驱动力分析[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 33(4): 32-37.
- 王魏根, 2018. 长江中下游湖泊螺类beta多样性分析[J]. 生态科学, 37(6): 122-130.
- 谢平, 2017. 三峡工程对两湖的生态影响[J]. 长江流域资源与环境, 26(10): 1607-1618.
- 姚闻卿, 2010. 安徽鱼类系统检索[M]. 合肥: 安徽大学出版社.
- 朱松泉, 1995. 中国淡水鱼类检索[M]. 南京: 江苏科学技术出版社.
- Baselga A, 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity[J]. Global Ecology and Biogeography, 19(1): 134-143.
- Baselga A, 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients[J]. Methods in Ecology

- and Evolution, 4(6):552–557.
- Chea R, Lek S, Ngor P, et al, 2017. Large-scale patterns of fish diversity and assemblage structure in the longest tropical river in Asia[J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4):575–585.
- Copp G, 1989. The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 26(1):1–27.
- Dai B, Jiang Z, Wang C, et al, 2020. Abundance-based dissimilarity measurements reveal higher heterogeneity of fish communities in the lotic habitats of the Yangtze–Caizi transitional floodplain[J]. *Ecological Indicators*, 112:106122.
- Dray S, Blanchet G, Borcard D, et al, 2017. Adespatial: multivariate multiscale spatial analysis[EB/OL]. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>.
- Espinola L, Rabuffetti A, Abrial E, et al, 2017. Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river[J]. *Marine and Freshwater Research*, 68(2):319–330.
- Hammer O, Harper D, Ryan P, 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis[J]. *Palaeontologia Electronica*, 4(1):1–31.
- Jin B, Winemiller K, Shao B, et al, 2019. Fish assemblage structure in relation to seasonal environmental variation in sub-lakes of the Poyang Lake floodplain, China[J]. *Fisheries Management and Ecology*, 26(2):131–140.
- Junk W, Bayley P, Sparks R, 1989. The flood pulse concept in river–floodplain systems[J]. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106(1):110–127.
- Junk W, 2005. Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems[J]. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29(1):11–38.
- Legendre P, DeCaceres M, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning[J]. *Ecology Letters*, 16(8):951–963.
- Legendre P, 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys[J]. *Ecology and Evolution*, 9(6):3500–3514.
- Legendre P, Condit R, 2019. Spatial and temporal analysis of beta diversity in the Barro Colorado Island forest dynamics plot, Panama[J]. *Forest Ecosystems*, 6(1):7–17.
- Li Y, Zhang Q, Werner A, et al, 2015. Investigating a complex lake–catchment–river system using artificial neural networks: Poyang Lake (China)[J]. *Hydrology Research*, 46(6):912–928.
- Li C, Li H, Zhang Y, et al, 2019. Predicting hydrological impacts of the Yangtze–to–Huaihe Water Diversion Project on habitat availability for wintering waterbirds at Caizi Lake[J]. *Journal of Environmental Management*, 249:109251.
- Linhoss A, Munoz–Carpene R, Allen M, et al, 2012. A flood pulse driven fish population model for the Okavango Delta, Botswana[J]. *Ecological Modelling*, 228:27–38.
- Liu X, Wang H, 2010. Estimation of minimum area requirement of river–connected lakes for fish diversity conservation in the Yangtze River floodplain[J]. *Diversity and Distributions*, 16(6):932–940.
- McConnell R, Lowe–McConnell R, 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*[M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nobile A, Freitas–Souza D, Lima F, et al, 2019. Damming and seasonality as modulators of fish community structure in a small tributary[J]. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(4):563–572.
- Nunn A, Harvey J, Cowx I, 2007. Benefits to 0⁺ fishes of connecting man–made waterbodies to the lower River Trent, England[J]. *River Research and Applications*, 23(4):361–376.
- RStudio Team, 2018. *RStudio: Integrated Development for R*[CP/OL]. RStudio, Inc., Boston, MA, <http://www.rstudio.com>.
- Ru H, Liu X, 2013. River–lake migration of fishes in the Dongting Lake area of the Yangtze floodplain[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(3):594–601.
- Socolar J B, Gilroy J J, Kunin W E, et al, 2016. How should beta–diversity inform biodiversity conservation? [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2016, 31(1):67–80.
- Tan L, Fan C, Zhang C, et al, 2019. Understanding and protecting forest biodiversity in relation to species and local contributions to beta diversity[J]. *European Journal of Forest Research*, 138:1–9.
- Tao J, Yang Z, Cai Y, et al, 2017. Spatiotemporal response of pelagic fish aggregations in their spawning grounds of middle Yangtze to the flood process optimized by the Three Gorges Reservoir operation[J]. *Ecological Engineering*, 103:86–94.
- Thomaz S M, Bini L M, Bozelli R L, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river–floodplain systems[J]. *Hydrobiologia*, 579(1):1–13.
- Tockner K, Malard F, Ward J, 2000. An extension of the flood pulse concept[J]. *Hydrological Processes*, 14(16/17):2861–2883.
- Wang C, Jiang Z, Zhou L, et al, 2019. A functional group approach reveals important fish recruitments driven by flood pulses in floodplain ecosystem[J]. *Ecological Indicators*, 99:130–139.

Beta Diversity Dynamics of Fish Communities Inhabiting Typical Floodplain Habitats Driven by Water Level Variation

DAI Bing-guo, WANG Chao, JIANG Zhong-guan

(School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Anhui Province Key Laboratory of Wetland Ecosystem Protection and Restoration, Hefei 230601, P.R.China)

Abstract: The floodplain ecosystem consists of two typical habitats, lentic and lotic. Previous research has shown that the beta diversity of fish community structure in the lentic and lotic habitats of the floodplain undergo drastic changes, driven by changing hydrological regimes and flood pulses. Differences in beta diversity indicates differences in both species richness and abundance of the fish community. In this study, Caizi Lake basin was selected as a case study to explore the dynamics of these ecosystems. The temporal changes of overall beta diversity (TBI), beta gain (D_{gain}) and beta loss (D_{loss}) of fish communities in the lentic and lotic floodplain habitats were analyzed in the wet and dry seasons. Further, key fish species that respond profoundly to flood pulses in lentic and lotic habitats were identified by calculating the Species Contribution to Beta Diversity (SCBD). We aimed to better understand the influence of periodical water level variation on fish community structure in the lentic and lotic habitats as well as the dynamics of key fish species that lead to differences in community structure. Caizi Lake is connected to the Yangtze River by Changhe River and Zongyang sluice was constructed at the Changhe River cove in Caizi Lake to regulate the lake water level. Based on the sluice water level record, fish sampling was carried out in August (high water level) and December (low water level) at ten sites in both the Changhe River (lotic habitat) and Caizi Lake (lentic habitat). The body length and body weight of all specimens were measured, and the species was identified. Results show that the periodic water level fluctuation resulted in dramatic migrations that alter species composition. With declining water levels, the overall beta diversity (TBI) of fish in both lentic and lotic habitats decreases. However, D_{loss} in the lotic habitat was significantly higher than D_{gain} ($P < 0.05$), indicating a dramatic decline of lotic fish resources. During the period of receding water level, the SCBD values of riverine fish species, such as yellow catfish, (*Tachysurus fulvidraco*), long-bearded catfish (*Tachysurus longibarbus*), and gudgeons (*Saurogobio gymnocheilus*) in both lentic and lotic habitats decreased. However, the SCBD values of some lake residents such as grass carps (*Culter alburnus*), Wuchang breams (*Megalobrama amblycephala*), spotted steeds (*Hemibarbus maculatus*), Asian pencil halfbeaks (*Hyporhamphus intermedius*) and crucian carps (*Carassius auratus*) increased in both habitats. There was a significant positive correlation between changes in species abundance and SCBD (ΔSCBD) in both lentic and lotic habitats ($P < 0.001$), indicating that the changes in both fish community structure and abundance that are triggered by flood pulses can influence variations in beta diversity. In general, variation of the hydrological regime affects the beta diversity of fish in lotic habitats more than in lentic habitats, so conservation of lotic habitats should receive preferential treatment.

Key words: water level variation; floodplain; beta diversity; species loss; Caizi Lake