

汉江水生植物多样性研究

吴中华 于 丹 涂芒辉 徐新伟

(武汉大学生命科学学院生态研究所, 武汉 430072)

摘要: 对汉江沿途 13 个地区的所在江段进行了水生植物种类组成、分布、生物多样性调查。结果表明, 在汉江共有水生植物 26 科 36 属 54 种; 物种 α 多样性在丹江口最高, H' 、 D' 和 R' 指数由上游汉口中江段至下游汉口段表现出上升—下降—上升的三折线及四折线变化趋势; β 多样性在水深梯度及距离梯度上表现为 $\beta_{\text{下}} > \beta_{\text{上}} > \beta_{\text{中}}$, 说明下游江段的生境异质性程度高; γ 多样性是 $\gamma_{\text{上}} > \gamma_{\text{中}} > \gamma_{\text{下}}$, 对各个江段而言以中游老河口江段 γ 多样性最大为 29 种, 丹江口和襄樊江段次之, 汉口段最小。中游地区水生环境和生态因子更适合于水生植物的生长, 而下游人类活动导致水环境趋于恶化限制了水生植物的生长和分布。

关键词: 汉江; 水生植物; 生物多样性

中图分类号: Q178.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2002)04-0348-09

河流生态系统的脆弱性表现在系统易受外界干扰尤其是人类活动和行为干扰的影响。1992 年和 1998 年汉江发生“水华”现象为我国正确认识和利用汉江的水资源敲了警钟, 栖息地质量、生物多样性、水生动植物等生态指标具有评价水资源的生态功能。我国对于河流等流动水体中水生植物的生态学研究很少^[1]。事实上, 我国许多重要河流都受到人为活动的严重干扰破坏, 目前迫切需要进行河流水生植被的研究工作。在国外, 美国、加拿大等国科研工作者主要侧重于对纯自然或人为活动影响较小的河流中各种鱼类、河岸植被、昆虫、野生动物等多样性的研究^[2], 而俄罗斯、西班牙、瑞典等欧亚国家对受人为干扰影响较大的河流进行研究, 侧重于研究人类活动对河流自然属性的影响^[3-5], 而对于河流中水生植物多样性真正意义上的研究还比较少。汉江是我国南水北调中线工程的源头, 目前国内在汉江水生植物多样性方面的研究尚属空白, 因此, 开展对汉江水生植物多样性的研究, 有助于阐明汉江水生植物的生态学特征和功能、汉江干流的栖息地质量、正确评价汉江水资源的生态功能。

基于上述原因, 本研究以汉江干流中的水生植物为主要研究对象, 通过对汉江干流上、中、下三个江段的水生植物的种类组成、生物量、生物多样性及水体理化指标等的研究, 旨在探讨水生植物在汉江各江段的分布和生长情况, 环境因子和人类活动对水生植物

收稿日期: 2001-06-05; 修订日期: 2001-11-30

基金项目: 国家重点基础研究发展规划项目(G2000046802 01); 国家自然科学基金重点项目(39830060); 国家自然科学基金项目,(39770582)资助

作者简介: 吴中华(1970—), 男, 湖北省通山县人; 博士; 现主要从事水生植物生态学方面的研究

通讯作者: 于 丹, E-mail: yudan01@public.wh.hb.cn

生长、分布及多样性影响,以期能为河流生态系统中水生植物的生态学研究 and 即将进行的南水北调中线工程对汉江生态环境影响方面提供理论依据。

1 研究方法

1.1 研究地点的确定 汉江(E 106° 12′ —114° 14′ ,N 30° 08′ —34° 11′) 是长江的第一大支流,起源于秦岭的沮水,流经陕西省汉中和安康,湖北省郧西、郧县、丹江口、老河口、襄樊、钟祥、潜江、仙桃、蔡甸等市、县、区,最后于武汉市区汇入长江,全长 1577 km,流域面积 15.9 万 km²。根据汉江干流的河谷形态、水文特征及地貌类型,将其分为 3 个典型河段,丹江口水库大坝以上为上游,丹江口水库大坝下至钟祥河段为中游,钟祥以下至汉江河口为下游。在汉江干流中选择具有代表性的 13 个江段,上游包括汉中市、城固、洋县、石泉、安康、郧县;中游包括丹江口坝下、老河口、襄樊;下游包括潜江、仙桃、蔡甸、汉口。

1.2 水生植物标本的采集及鉴定 在 1999 年 8 月至 2000 年 8 月调查期间,对汉江沿途江段所在的水域,岸边沼泽地,河漫滩,冲积洼地及退水后遗留的水塘等进行水生植物标本的采集。包括湿生和水生植物,对采集的标本进行分类和种属鉴定。

1.3 指标测定 在固定的样地上,采用平行多次重复随机小样方的取样方法,浅水区及湿地采用收割法采样。深水体用 50 cm × 50 cm 的采草器采样。截取 2 m × 2 m 样方面积,将样方内的全部植物连根夹起,及时冲洗干净及进行分类,称量其湿重,以湿重代表生物量,记录样地内的物种组成、数目,用目测法估算其盖度。

1.4 数据处理 由下列公式计算 α、β、γ 多样性值。

分别采用 Shannorr Wiener Index(H) 和 Simpson Index(D) 和均匀度指数(R) 测度其 α 多样性。

$$H = - \sum P_i \ln P_i$$
 P_i : 属于种 i 的个体在全部个体中的比例

$$D = 1 - \sum P_i^2$$

$$R = H / \ln S$$
 S : 样方内的物种数

β 多样性根据 Wilson 公式

$$\beta = \frac{[g(H) + l(H)]}{2\alpha}$$

$g(H)$ 是沿生境梯度 H 增加的物种数目

$l(H)$ 是沿生境梯度 H 失去的物种数目

α 即为样方内的平均物种数目

γ 多样性: 直接记述某一地区的物种数量,即以物种丰富度来度量。

2 结果

2.1 水生植物地理分布和种属组成

依据 Cook 对水生植物的定义及范围,对汉江干流所在的水域及江两岸沼泽地、洄水湾、水塘等进行水生植物标本的采集并进行了鉴定,共计 54 种,隶属于 26 科 36 属。其中轮藻类植物 1 科 1 属 1 种,分别占总数的 3.85%、2.78%、1.85%; 蕨类植物 4 科 4 属 4 种,分别占总数的 15.38%、11.11% 和 7.41%; 种子植物 21 科 31 属 49 种,分别占总数的

80.77%、86.11%、90.74%。其中单子叶植物 11 科 21 属 38 种, 双子叶植物 10 科 10 属 11 种。在总计 54 种植物中, 湿生植物 15 种、水生植物 39 种, 占总数 27.78% 和 72.22%。沉水植物 18 种、浮叶根生植物 6 种、自由漂浮植物 6 种、挺水植物 9 种, 分别占种数的 33.33%、11.11%、11.11%、16.67%。在单子叶植物纲中, 禾本科有 5 属 6 种, 莎草科有 3 属 7 种, 眼子菜科有 1 属 9 种, 水鳖科有 3 属 3 种。这四科有 12 属 25 种, 占总数的 15.33%、33.33%、46.22%。而双子叶植物纲是 10 科 10 属 11 种, 基本上每科每属只有 1 种。

2.2 水生植物地理成分分析

根据吴征镒^[6]、Cook^[7] 等对植物分布区的划分标准, 汉江干流水生植物属的分布区类型有八个, 其中世界分布属有 21 个, 占总属数的 58.33%, 说明了汉江流域水生植物分布的广域性, 热带性质的属有 5 个, 占总数的 13.89%, 温带性质的属有 7 个, 约占总数的 19.44%, R/T 值为 5/7 即 0.714 小于 1, 说明汉江流域水生植物温带性质的属在本水域充分发育, 而热带性质的属起到补充成分的作用。汉江干流种的分布区类型也为八个, 其中世界广布种占总数的 68.52%, 热带分布类型占 9.25%, 温带分布类型占 16.67%(表 1)。

表 1 汉江干流水生一湿生植物属的地理成分统计

Tab. 1 The geographical elements of genera of aquatic and hygrophYTE plants in Hanjiang River								
分布区类型	属数	百分比 P1	中国属数	百分比 P2	汉江种数	百分比 P3	中国种数	百分比 P4
Area types	No. gen. HJ	(%)	No. gen. CHN	(%)	No. sp. HJ	(%)	No. sp. CHN	(%)
1	21	58.33	104	20.19	37	68.52	3442	1.07
2	1	2.78	367	0.27	1	1.85	4001	0.02
3	2	5.56	178	1.12	2	3.70	1502	0.13
4	1	2.78	149	0.67	1	1.85	834	0.12
5	1	2.78	71	1.41	1	1.85	468	0.21
6	5	13.88	303	1.65	7	12.97	7903	0.09
7	3	8.33	126	2.38	3	5.56	897	0.33
8	2	5.56	167	1.20	2	3.70	1381	0.14
总计 Total	36	100.00	1465	28.89	54	100.00	20428	0.26

注: 1. 世界分布 Cosmopolita; 2. 泛热带分布 Pantropic; 3. 旧世界热带分布 Old World Tropic; 4. 热带亚洲至热带大洋洲分布 Trop. Asia & Trop. Australia; 5. 热带亚洲和热带美洲间断分布 Trop. Asia & Trop. Amer. Disjuncted; 6. 北温带分布 North Temperate; 7. 东亚和北美洲间断分布 E. Asia & N. Amer. Disjuncted; 8. 旧世界温带分布 Old World Temperate. P1= $gi/\sum gi$; P2= gi/Gi ; P3= $si/\sum si$; P4= si/Si

2.3 水生植物生物多样性分析

2.3.1 α 多样性指数 从图 1 可知, ShannorrWiener 指数在 1999 年的调查中表现出上升—下降—上升—下降—上升—下降的三折线趋势, 而在上游城固江段、中游丹江口江段、下游蔡甸江段均有一个最大峰值。说明这三个江段在 1999 年 8 月份调查中分别是汉江上游、中游、下游的信息量最大的地段, 而在 1999 年调查中 $H_{\text{单江口}} > H_{\text{城固}} > H_{\text{蔡甸}}$; 在 2000 年调查中, ShannorrWiener 指数表现出上升—下降—上升—下降的双折线变化趋势。在上游的汉中、城固、洋县江段, H 均表现出了信息量上升的势头, 而在离丹江水库稍近的其他所有江段, H 均比 1999 年调查时信息量大幅度下降, 其中上游石泉、安康、郧县江段、下游潜江、蔡甸、汉口江段 H 均为零。而中游丹江口、老河口、襄樊三处江段 H 均比 1999 年大幅下降。造成这种情况出现的原因其一可能是因为在石泉水库、丹江水库等中下游

水库的大量蓄水,加之降水量较充沛,水的输入和输出不平衡造成中下游水位大幅度上涨有关;其二是大量降雨使得江水泥沙含量高,水体透明度下降等原因。故在2000年8月份,Shannon Wiener 指数基本上呈现出 $H_{上游} > H_{中游} > H_{下游}$ 的情况。

在图2中, Simpson 指数变化与 Shannon Wiener 指数变化趋势较为一致。在1999年8月份期间, Simpson 指数表现出三折线趋势。在上游江段仍以城固最高,在中游以襄樊江段为最高,在2000年8月份期间, Simpson 指数表现了双折线趋势,两个峰值为城固0.668、丹江口0.518,而上游石泉、安康、郧县江段的 Simpson 指数也为零。总趋势是 Simpson 指数 $D_{上游} > D_{中游} > D_{下游}$ 。同1999年8月份相比,2000年的 Simpson 指数除上游汉中、城固、洋县江段基本未变外,其余江段均大幅度下降。其原因同 Shannon Wiener 指数下降原因类似。

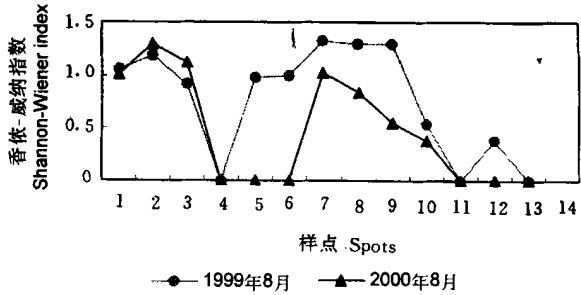


图1 汉江各江段香依—威纳指数变化
Fig. 1 Variation of the Shannon Wiener Index of different spots in Hanjiang River

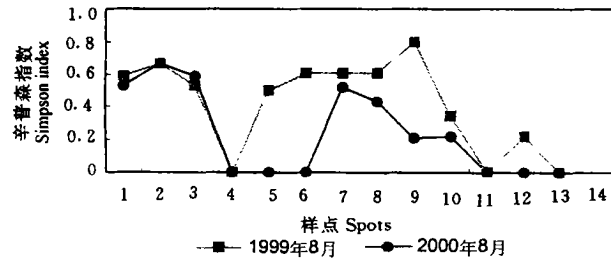


图2 汉江各江段辛普森指数变化
Fig. 2 Variation of the Simpson Index of different spots in Hanjiang River

在图3中,均匀度指数的变化趋势同 Shannon Wiener 指数及 Simpson 指数变化趋势较为一致,但是其波动幅度更大,波动现象更复杂。由图可见,在1999年8月份调查中,均匀度指数曲线表现为更加复杂的四折线形状。在城固、郧县、潜江、蔡甸等江段有四个峰值,说明这四处江段的水生植物群落分布比较均匀。在2000年8月份,均匀度指数表现为较复杂的三折线形状,均匀度以城固、丹江口和潜江等江段最高,而上游的石泉、安康、郧县及下游仙桃、蔡甸、汉口等江段均匀度为零。同1999年调查相比,2000年各江段的均匀性除上游汉中、城固、洋县等江段有所上升外,其余各江段均表现出下降趋势,但各江段下降幅度大小不一。说明水生植物群落均匀度在上游石泉段以上受水位波动和降水等影响较小,在上游石泉江段以下,由于受石泉水库及丹江口大坝等影响,水生植物群落均匀度变化较大。

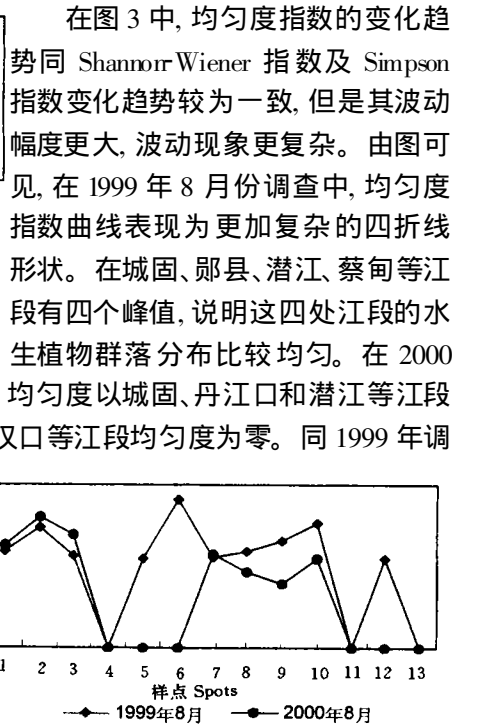


图3 汉江各江段均匀度指数变化
Fig. 3 Variation of the Evenness Index of different spots in Hanjiang River

2.3.2 β 多样性指数 在水深梯度图中,上游选汉中段、中游丹江口段、下游潜江段,从岸边水深0—2 m所得出的 β 指

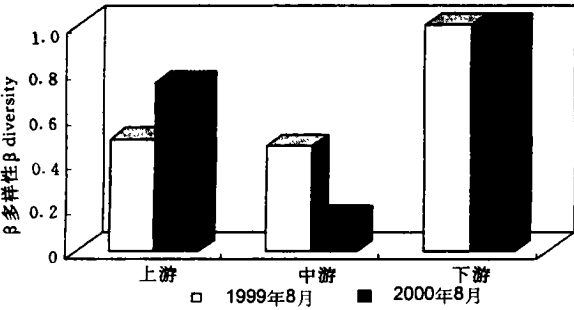


图 4 沿水深梯度 β 多样性变化

数,从图 4 可看出,在 1999 年及 2000 年调查中, β 多样性均表现出 $\beta_{\text{下游}} > \beta_{\text{上游}} > \beta_{\text{中游}}$ 的情况,说明下游江段的生境异质性程度高,而中游水生生境较稳定,异质性较低。

在距离梯度图(图 5)上, β 多样性在下游最高,有 $\beta_{\text{下游}} > \beta_{\text{上游}} > \beta_{\text{中游}}$,对于汉江全段而言,在 1999 年及 2000 年中, β 均为 1,表现出很高的异质性,即随着距离梯度增加,物种替代速率较高。

在时间梯度(图 6)上,在 1999 年 8 月至 2000 年 8 月,对于不同的江段, β 多样性呈现出不规则变化趋势。在上游石泉江段、下游仙桃及汉口江段, β 为零,表明这三处江段物种替代速率为零,因此群落物种基本上没有发生改变。在安康江段 β 指数达到 0.714,为汉江干流各江段之首,城固和潜江江段在时间梯度上的 β 指数均为 0.60,而汉江中游的 β 指数均较低,群落较稳定,没有随着时间变迁而发生较大的更替现象。

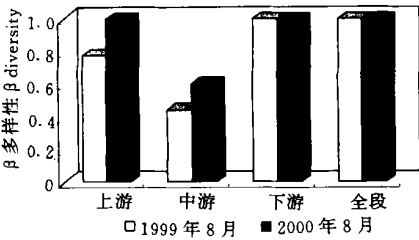


图 5 沿距离梯度 β 多样性变化

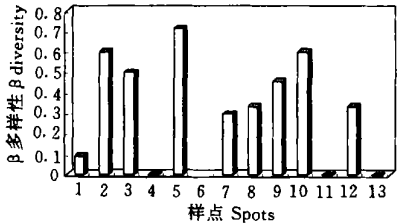


图 6 沿时间梯度 β 多样性变化(1999.8—2000.8)

Fig.5 Variation of the β diversity along the distance gradient

Fig.6 Variation of the β diversity along the time gradient(1999.8—2000.8)

2.3.3 γ 多样性指数 γ 多样性一般讨论较少,在本研究中,以水生植物群落中的物种数目来表示它的意义。对于汉江干流沿途各江段(图 7)而言, γ 多样性在老河口最高为 29 种,丹江口和襄樊次之,石泉和汉口江段最小,只有 2 种。 γ 多样性指数变化趋势在 1999 年 8 月份和 2000 年 8 月份基本上变化是一致的,均呈现出下降—上升—下降—上升—下降的趋势。除了上游汉中、城固江段 γ 多样性保持不变,洋县及石泉江段 γ 多样性略有上升外,石泉江段以下的沿途各江段的 2000 年的 γ 多样性值比 1999 年 8 月份的 γ 值均有所下降,但中游丹江口、老河口、襄樊等江段的 γ 多样性下降幅度较其他江段大。对于汉江上、中、下游各江段而言(图 8),在 1999 年 8 月份及 2000 年 8 月份的调查中均显示出 $\gamma_{\text{上}} > \gamma_{\text{中}} > \gamma_{\text{下}}$ 的情况,对于同一江段的不同时间而言,有 $\gamma_{1999} > \gamma_{2000}$ 。

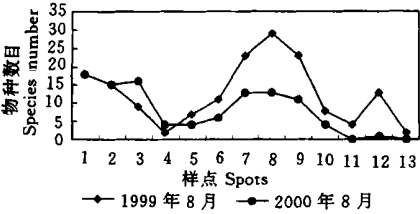


图 7 汉江各江段 γ 多样性变化

Fig. 7 Variation of the γ diversity of different spots in Hanjiang River

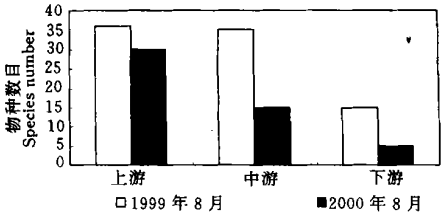


图 8 汉江上、中、下游 γ 多样性变化

Fig. 8 Variation of the γ diversity of the upper, middle and lower reaches in Hanjiang River

3 讨论

在汉江干流中, 分布有 54 种水生植物, 其中主要以沉水和挺水植物为主, 水生植物的种类基本上为长江中下游湖泊和河流中常见的种类; 在地理成分方面, 汉江干流的水生植物主要是世界广布属和广布种, 而温带和热带性质的属和种发育不充分, 只起到补充成分的作用, 这和汉江地处亚热带季风气候区, 四季分明, 年平均气温在 15—17℃ 这种地形气候条件是相符的。

汉江是流动水体, 相对于静止的水体如湖泊、水库等而言, 水的流速、基底状况、水深、水位波动、人为干扰等因子是影响水生植物在流动水体中生存和分布的主导因子, 对于水生植物多样性的维持与灭绝起决定作用^[8-14]。由于亚热带季风气候的影响, 汉江流域经常出现雨量不均, 降水量过分集中, 造成江水量变动迅速, 水位暴涨暴落, 旱涝现象比较频繁。正是由于汉江中不同地段水因子的独特作用性质, 使得水生植物在汉江中的分布和多样性差异显著。汉江水位波动较大, 夏季水位上涨, 湿生植物分布区消退, 水生植物向原湿生植物分布区侵移, 夏季在消落区中分布的水生植物的种源有埋藏种子、冬芽、根、茎和植物体等, 以种子繁殖的有竹叶眼子菜、金鱼藻、大茨藻、稗等; 以冬芽繁殖的主要有黑藻、穗花狐尾藻等; 以鳞茎繁殖的主要是苦草等; 以根为繁殖体的主要有芦苇; 以茎越冬后萌生新植株的为菰等; 以植物体为繁殖体的有紫萍、浮萍、槐叶苹等漂浮植物。春季这些水生植物中的部分种类在潮湿的消落区内萌发, 且多以假挺水类型生长, 淹水后即恢复到正常状态, 如狐尾藻、荇菜等。汉江中的优势水生植物种类主要有: 微齿眼子菜、竹叶眼子菜、篳齿眼子菜、狐尾藻等。由于这些水生植物种具有自己独特的生活策略能够适应汉江干流水域的各种复杂特征, 因此能够在汉江各江段上广泛生长, 成为汉江水体中的优势种类。微齿眼子菜在河流中分布范围比较广泛, 受水深的限制较小, 对水质的耐受范围比较广泛, 对水流也具有一定的耐受性, 对风浪也具有较强的抵御能力^[15]。微齿眼子菜一年四季均处于生活状态, 没有明显的衰败死亡期, 主要以营养繁殖方式进行种群的更新与扩散。微齿眼子菜在汉江上游城固、洋县江段及汉江中游丹江口至襄樊江段均有大量分布; 竹叶眼子菜对水深和水质的耐受范围很广, 在静水水体和流动水体中均可繁茂生长, 对水流有比较高的耐受性, 在自然条件下, 易在较硬的基质或粉沙含量大的基质上形成优势。在汉江上游汉中江段及中游丹江口、老河口等江段, 竹叶眼子菜常在水流中形成“匍匐挺水”状态^[16], 即水生植物的根部扎于土壤中, 茎部一部分弯曲位于水中, 另一部分则

匍匐于水面形成植毡层,在水位上升时,其弯曲的茎部可以伸直,从而保证其水面的植毡层仍浮于水面上;篳齿眼子菜具有较大的生长速率和较好的固着性能,可以形成大范围的单种群落。篳齿眼子菜同时产生水平和竖直的长葡萄茎以保证自身的竞争优势,篳齿眼子菜在夏末和秋末产生块茎,这些块茎对其保存是必需的,篳齿眼子菜从沉积物中越冬的块茎上发展而来,这种植物相当强韧,再加上其生长形式,能很强地适应较深及水流、风浪、波浪等变动较大的水域;穗花狐尾藻在汉江水域中是广布种,几乎遍布汉江上中下游各江段。狐尾藻的传播极大地依赖营养繁殖,扩展主要来源于茎段,也以种子进行繁殖,且其生长周期较短,枝条容易断裂,断枝生根形成新的枝条,是典型的 r 选择型植物。狐尾藻能在退水后的河岸边沼泽地、河滩等消落区内萌发,以假挺水状态分布于湿生植物群落中,随水位的上涨逐渐转变为沉水生长,而在水位上涨过快时,它就表现出一种生长停滞,消耗其储存的物质和能量,以等待适宜的水位。在水流较急的生境中能和竹叶眼子菜一样形成“匍匐挺水”状态,狐尾藻对水深、水流速及水质状况等都具有较高的耐受范围。

在汉江上游汉中、城固及洋县江段,由于多为泥沙基底,水流速较缓,人为干扰较小,水体理化性质较为稳定,形成了有利于水生植物生长和分布的场所,主要以竹叶眼子菜、狐尾藻、篳齿眼子菜等沉水植物为主,在浅水区有香蒲、芦苇等挺水植物,沉水植物有竹叶眼子菜、狐尾藻、篳齿眼子菜、金鱼藻、苦草等形成多种群落类型,在敞水区主要是竹叶眼子菜、狐尾藻等形成“匍匐挺水”状态生长。在该江段, α 多样性较高,物种分布比较均匀,群落生物量较大;在上游石泉至郧县江段,江中基底多为砾石及沙质基底,水流较快,加之江中大中型挖沙船的过度作业,使得这部分江段群落生物量很低,物种多样性及物种丰度均很小,常常只有少量湿生型植物如 草、喜旱莲子草、沿沟草、水蓼及漂浮植物如浮萍、满江红、槐叶苹等在洄水湾及遗留水塘等地生长,而沉水植物则少有分布,由此可见,基底性质和人为挖沙等干扰是影响水生植物在此江段分布的主要因子^[17-18];在中游丹江口至襄樊江段,由于丹江大坝的拦截作用,对江水澄清和流速缓冲起到积极作用。在这部分江段中基底为砂石及软泥沙,非常有利于竹叶眼子菜、狐尾藻、篳齿眼子菜等各种水生植物的定植和生长,因此,大眼子菜型、小眼子菜型、狐尾藻型、湿生型等各类形态适应型大量分布,从江边岸边—沿岸带—敞水区形成有规律的条带状分布, α 物种多样性最高,生物量大, β 多样性比较稳定,故在中游江段以竹叶眼子菜、穿叶眼子菜、微齿眼子菜、篳齿眼子菜等为优势种的沉水植物群落发育较完全,群落结构完整和复杂,由此说明中游的环境条件比较适合水生植物的生长和繁殖;在下游潜江至汉口江段,因为地势陡然下降,集水区较大且离丹江大坝远,拦洪效应弱,生态因子如水深、流速随气候变化而波动较大,并且由于人口密集,开发强度大,水质污染较上、中游严重,水生植物难以定植和生长,故群落生物量和生物多样性均最小,但 β 多样性较高,说明下游江段的环境异质性程度较高。在下游江段也是以湿生植物如喜旱莲子草、沿沟草、水蓼及漂浮植物满江红、浮萍等为主,沉水植物在这部分江段中分布较少,只有金鱼藻、狐尾藻、竹叶眼子菜等少数耐水深和耐富营养化的种在此区分布,因此,水位波动和人类活动的干扰限制了水生植物在下游的生长和分布。

参考文献:

- [1] 于 丹. 激流植物群落生态学研究[J]. 水生生物学报, 1995, 19(1): 58—67

- [2] Lowrance R, Altier L, Newbold J D, et al. Water quality function sof riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds [J]. *Environmental Management*, 1997, **21**(5): 687—712
- [3] MacFarlane R. Environmental ‘ actors’ and land use modeling [A]. In: G. H. Griffiths. Eds. *Landscape Ecology: Theory and Application* [C]. Garstang, UK: Colin Cross Printers Ltd. 1995, 3—13
- [4] Tricart J, Bravard J P (跃辉摘译). 阿尔卑斯山边缘河流的治理及环境问题 [J]. 地理译报, 1993, (1): 44—50
- [5] Wharton G (郑辽吉译). 河流环境管理: 提倡的方式 [J]. 地理译报, 1996, (4): 57—59
- [6] 吴征镒. 中国种子植物属的分布区类型 [J]. 云南植物学研究, 1991, (增刊) IV: 1—139
- [7] Cook C D K. *Aquatic plant book* [M]. The Hague the Netherlands: SPB Academic publishing. 1990.
- [8] Bornette G. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Aquatic macrophytes in the Upper Rhone River and its floodplain [J]. *Freshwat. Biol.*, 1994, **31**(3): 487—505
- [9] Carter V. Role of weather and water quality in population dynamics of submersed macrophytes in the tidal Potomac River [J]. *Estuaries*, 1994, **17**(2): 417—426
- [10] Heame J W, Ammitage P D. Implications of the annual macrophyte growth cycle on habit in rivers [J]. *Regul. Rivers. Res. Manage.*, 1993, **8**(4): 313—322
- [11] Hey R D. Impact of flood alleviation schemes on aquatic macrophytes [J]. *Regul Rivers. Res. Manage.*, 1994, **9**(2): 103—119
- [12] Marshall E J P, Westlake D F. Water velocities around water plants in chalk streams [J]. *Folia. Geobot. Phytotaxon.*, 1990, **25**(3): 279—290
- [13] Sand Jensen K. Photosynthetic use of inorganic carbon among primary and secondary water plants in streams [J]. *Freshwat. Biol.*, 1992, **27**(2): 283—293
- [14] Mil K. The role of macrophytes in aquatic ecosystems [J]. *J. Freshwat. Biol.*, 1993, **5**(2): 141—145
- [15] Hanabata, E. Studies of submerged macrophyte communities in Lake Biwa. (1) Species composition and distribution Results of a diving survey [J]. *Jpn. J. Ecol.*, 1991, **41**: 125—139
- [16] Rejnakova, E. Ecology of creeping macrophytes with special reference to *Ludwigia peltoides* (H. B. K.) Raven [J]. *Aquat. Bot.*, 1992, **43**(3): 283—299
- [17] 于 丹, 吴 刚, 詹存卫. 山地 水域交错区的生境异质性与水生植物多样性的关系研究 [J]. 生态学报, 1998, **18**(1): 69—75
- [18] Madsen J, D, Admas M S. The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek; The effect of environment [J]. *Hydrobiologia.*, 1989, **171**(2): 111—119
- [19] Brierley S J, Harper D M. Factors affecting the distribution and abundance of aquatic plants in a navigable Lowe and river; the River Nene, England. Regn [J]. *Rivers. Res. Manage.*, 1989, **4**(3): 263—274
- [20] Owens M, Edwards R W. The effects of plants on river conditions. Further crop studies and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream [J]. *J. Ecol.*, 1991, **49**: 119—26

STUDIES ON THE DIVERSITY OF AQUATIC PLANTS
IN HANJIANG RIVER

WU Zhong-hua, YU Dan, TU Mang-hui and XU Xing-wei
(*Institute of Ecology, College of Life Sciences Wuhan University, Wuhan 430072*)

Abstract: The species compositions, distribution and biodiversity of aquatic plants in 13 belt transect along Hanjiang River have been surveyed in two years' field studies. There were 54 species of aquatic plants belonging 36 genera and 26 families in Hanjiang River. The index of H, D and R showed that the up-down-up three folded to four folded changing tend from the Hanzhong spot on the upper reaches to the Hankou spot on the lower reaches. Along the gradient of water depth and horizontal distance from upper to lower reaches of Hanjiang River, β diversity showed the result of $\beta_{lower} > \beta_{upper} > \beta_{middle}$, indicating higher habitat heterogeneity in the lower reach than in the upper and middle reaches. γ diversity showed $\gamma_{upper} > \gamma_{middle} > \gamma_{lower}$. While among spots, γ diversity was the highest in Laohekou spot (29 species). The next were at Danjiangkou spot and Xiangfan spot, and the lowest value was at Hankou spot. In summary, aquatic plants were rich in middle reaches of Hanjiang River where water was clear and low in the lower reaches due to water pollution and human disturbance.

Key words: Hanjiang River; Aquatic plants; Biodiversity