

生物栖息地隔离对河流生态影响的试验研究

段学花, 王兆印

(清华大学水沙科学与水利水电工程国家重点实验室, 北京 100084)

摘要: 以底栖动物为指示物种对天然破碎河段进行野外调查, 并开展野外试验对天然河段进行人工隔离和定期采样分析, 研究了栖息地隔离对底栖动物组成及河流生态的影响。结果表明, 溶解氧含量在各隔离区中变化不一致; 隔离区内动物密度、丰度和多样性均降低, 隔离程度越高, 降低越显著。从动物组成来看, 蜉蝣目和双翅目的相对密度在隔离区中显著降低, 蜻蜓目和双壳纲则增加。河流栖息地被隔离后, 底栖群落经过一段波动周期后才表现出规律性变化趋势。由于水生昆虫在成虫阶段的飞行扩散, 隔离区与天然河流之间仍存在较高的动物流通, 但隔离区内的动物组成并不完全是天然河段内的子集。结合研究结果和中国河流实际, 提出了保护河流生态及生物多样性的建议和对策。

关键词: 生物栖息地隔离; 河流生态; 生物多样性; 扩散

中图分类号: Q178.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1001-6791(2009)01-0086-06

生境破碎化对生物多样性和生态系统功能的影响是当前国内外生态学家研究的热点问题之一。我国水生生境的破碎化正在加剧, 大型水利工程的建设打破了河流系统的纵向连续性, 使得河流生境受到隔离破碎^[1], 改变了河流生态系统的结构和功能^[2], 必然影响我国的生物多样性保护和水生态环境。选择合适物种有针对性地开展其种群动态与生境破碎化过程的相关性研究具有重要的现实意义^[3]。大型底栖动物在水生态监测和评价中应用广泛, 从底栖动物入手开展生境破碎化研究, 对于生物多样性保护具有较大价值。像大多数生态系统一样, 遭受生物栖息地破碎的河流其底栖动物多样性会下降^[4~6]。研究表明, 水库造成的水生栖息地隔离对蜉蝣目种群有显著影响^[7]。王洪铸等^[8]研究得出, 通江湖泊与长江隔离后底栖动物物种数由46种减少到30种。我国虽然有相关报道将水生生物资源衰退归因于江湖系统的破碎化过程, 但至今尚缺乏针对水生生境破碎化过程对水生生物区系影响的研究, 关于生境隔离对水生生态影响的试验研究未见报道。本文选用底栖动物作为指示物种, 通过野外调查和野外试验, 研究了水生栖息地隔离破碎对生物多样性及河流生态的影响。

1 野外调查

2006年, 对拒马河北京市三坡镇河段进行考察, 选取不同隔离程度的水域进行底栖动物采样, 调查生境隔离是否对底栖动物存在显著影响。选择拒马河三坡镇下游2 km河段处存在1年前人为挖沙形成的半隔离水域和完全隔离水域各一处进行采样, 并与天然河段进行对比分析。采样工具采用1 m × 1 m的Kick网(网孔 = 500 μm), 采样面积均为1.5 m²。底栖动物鉴定水平大部分到科, 少部分到属, 尽量区分至种。3处水域的底质条件相似, 均为卵石和粗沙, 均生长有水生植物, 其他环境参数见表1。

采用物种丰度 S 、生物密度 D 、改进的 Shannon 指数 B 、Margalef 丰富度 d_M 和 Simpson 优势度指数 J 等生物指标对底栖动物多样性进行评价(表1), 各指数的计算公式及物理含义见文献[9]。可以看出, 天然河段的物种丰度和生物密度明显高于两处隔离水域。天然河段的改进 Shannon 值不高, 与某摇蚊物种 *Chironomidae sp.* 占

收稿日期: 2007-11-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50779027); 国家重点基础研究发展计划(973)资助项目(2003CB415206); “十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAB04A08)

作者简介: 段学花(1981-), 女, 山东滨州人, 博士研究生, 主要从事河流泥沙、河流生态研究。

E-mail: duanxh04@mails.tsinghua.edu.cn

很大优势(80.7%)有关。半隔离水域的优势度较低(0.39),其生物指数值能较真实地反映该点的物种多样性情况。完全隔离水域动物分布更不均匀,某种摇蚊占了绝对优势(92.8%),使改进的 Shannon 值很低。综合生物指标值可以看出,随着隔离程度的增强,底栖动物的多样性降低。为了验证该结果的一般性,特开展野外实验,对天然河段进行不同程度的人工隔离,研究生境隔离对底栖动物组成及河流生态的影响。

表 1 两处隔离水域和天然河段的环境参数及生物指标

Table 1 Environmental parameters and values of biotic indices for the two fragmented plots and the natural stream

试验区段	水面面积/ m^2	流速/ $(m \cdot s^{-1})$	水深/ m	溶解氧/ $(mg \cdot L^{-1})$	S	$D/(\text{个} \cdot m^{-2})$	B	d_M	J
天然河段	>1000	0.2~0.3	0.1~0.5	10.2	33	679.3	6.82	4.62	0.66
半隔离区	42	0	0.2~0.8	8.5	19	202	7.92	3.15	0.39
完全隔离区	20	0	0.1~0.25	12.5	10	461.3	2.40	1.38	0.86

2 野外试验布置与采样

2006年7月在拒马河选定生境相对一致且宽阔的100m河段进行试验,河宽约20m,水深不超过0.4m,底质主要为粗沙,少量大卵石,水草覆盖度约50%。在试验河段中央量出6m×10m的矩形区域,将0.8m×32.5m的铁皮沿矩形区域植入河床,埋深约20cm,铁皮顶部较水面高20cm。将铁皮接口交叠0.25m进行铆定且粘接,为大隔离区。在大隔离区中央用铁皮构建约4m²的隔离区,方法同上,为小隔离区,后者是在隔离水域中进行的二次隔离,隔离强度更大。天然情况下,栖息地斑块边界的隔离强度大、斑块面积小都是破碎化程度高的表现。本文选取的两个隔离区分别从隔离程度和区域面积上形成对比,以表示两种明显不同的破碎化程度。

试验前在试验河段进行采样,作为对照。试验开始后第3d进行第一次采样,分别对隔离区和天然河段进行定期采样观测。由于底栖动物群会对环境变化作出快速响应,并在较短的时间内达到稳定,因此试验开始之后前两周采样频率较高,为每周2次;之后采样频率降低,第3~5周每周采集1次,第6~16周每两周采集1次,试验持续至11月中旬。采样工具采用1m×1m的Kick网(网孔=500μm)和直径30cm的网筛(网孔=420μm)。天然河段和隔离区每次采样位置均不同,且每次均在不同位置采集3个样方,折合采样面积1m²,将每水域3个样方的样品放于同一样本瓶中。试验期间,两个隔离区和天然河段的水深、底质均相同;天然河段流速为0.2~0.3m/s,隔离区内为静水。采样同时记录各水域的水化学参数,包括:溶解氧值、水温和pH值。底栖动物鉴定水平同前文。

3 试验结果

3.1 水样分析结果

试验期间受降雨影响,水体碱性强,各水域pH值无显著差异,且随时间无明显变化,基本保持在8.2左右。溶解氧含量的变化幅度随隔离强度增大而减小。小隔离区内溶解氧值变化不大,基本保持在9mg/L左右;而大隔离区和天然河段的溶解氧值则随时间发生较大波动,其中天然河段的波动最大,最大变幅(|极值-平均值|/平均值)达78.3%,平均值为9.28mg/L。三者的水温变化趋势一致,均随时间呈现明显的季节性变化。

3.2 动物密度和物种丰度

从图1可以看出,两隔离区内的底栖动物密度和物种丰度均随时间先升高,再降低,继而基本达到稳定;其中小隔离区内的密度和物种丰度出现降低的时间均比大隔离区内早1周左右,达稳定(第93d)的时间均较大隔离区内(第49d)晚6周。同时,4周之后动物密度和物种丰度均呈现规律性的变化,即两个隔离区中的动物密度和物种丰度均显著比天然河流中低,其中小隔离区中的最低。

大隔离区与小隔离区的动物密度下降速度基本相当,而后者物种丰度下降的速度约为前者的3倍。试验开始3个月之后,各隔离区的密度和物种丰度基本保持不变,各水域平均动物密度的比值约为: $\bar{D}_{\text{天然河流}}(700 \text{ 个}/m^2) = 3 \times \bar{D}_{\text{大隔离区}}(230 \text{ 个}/m^2) = 70 \times \bar{D}_{\text{小隔离区}}(10 \text{ 个}/m^2)$;不同隔离程度水域中平均物种丰度的比值为:

$\bar{S}_{\text{天然河流}}(\text{约 } 28 \text{ 种}) = 1.4 \times \bar{S}_{\text{大隔离区}}(\text{约 } 20 \text{ 种}) = 7 \times \bar{S}_{\text{小隔离区}}(\text{约 } 4 \text{ 种})$ 。从图 1 可以明显看出, 水生栖息地的隔离破碎对底栖动物的影响很大, 其密度和物种丰度明显下降, 且下降速度随隔离程度增强而加快。经过 4 周的时间生态效应后出现规律性的变化, 4 周后大隔离区内密度和物种丰度基本保持稳定; 小隔离区由于面积较小, 受人为采样影响较大, 物种丰度仍随时间下降, 13 周之后才保持稳定。

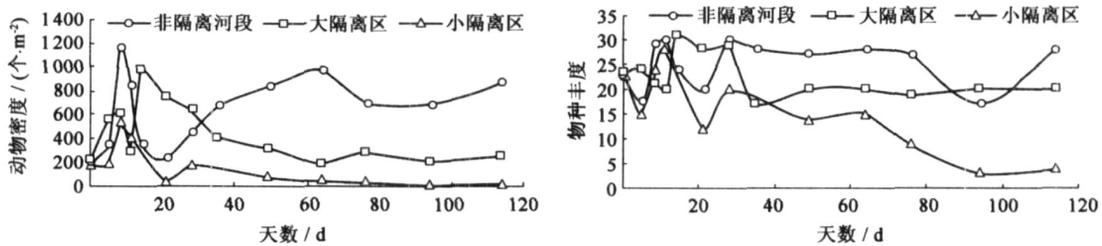


图 1 不同隔离程度水域中动物密度和物种丰度随时间的变化

Fig. 1 Variations in the invertebrate density and taxa richness over time for the two isolated plots and the non-isolated reach

3.3 生物多样性指数

图 2 给出了各水域生物多样性指数随时间的变化。第 94 d 的采样受降雨影响, 天然河流中的物种丰度较低, 从而计算得到的多样性指数值亦低于大隔离区, 除该样点外, 改进的 Shannon 值和 Margalef 值在试验开始 4 周后均基本保持以下明显规律: 天然河流 > 大隔离区 > 小隔离区。天然河段改进的 Shannon 值略高于大隔离区但不显著, 主要原因是天然河段蜉蝣目稚虫占了很大优势, 底栖动物分布均匀度较低, 以致改进的 Shannon 值偏小。

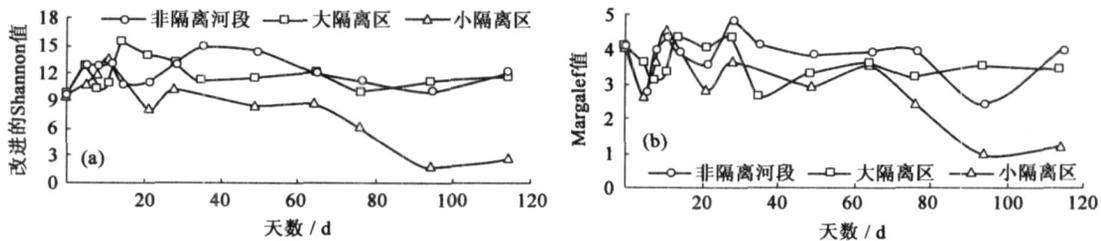


图 2 不同隔离程度水域中生物多样性指数随时间的变化

Fig. 2 Variations in bio-diversity indices over time for the two isolated plots and the non-isolated reach

3.4 各类动物组成的变化

从图 3 可以明显看出, 不同隔离程度的水域中各底栖类群所占总体样本密度的比例, 即相对密度, 也随时间发生变化。其中水生昆虫的相对密度在非隔离河段维持在 72 % 左右波动; 在大隔离区内先快速下降, 然后维持在一定水平; 在小隔离区内明显下降(图 3(a))。蜉蝣目的相对密度随时间呈现类似的变化, 即非隔离河段维持在 57 % 左右波动; 而在大、小隔离区内均随时间呈下降趋势(图 3(b))。蜉蝣目稚虫是水生昆虫的优势种群, 隔离程度越大, 二者的相对密度均越低。

蜻蜓目稚虫相对密度较低, 在天然河段和两隔离区均低于 8 %, 试验开始 4 周后稳定为小隔离区 > 大隔离区 > 非隔离区, 即隔离程度越高, 其相对密度越高, 这主要与当地蜻蜓物种稚虫喜好静水环境有关。双翅目(主要为摇蚊科幼虫)在天然河段中的相对密度较稳定(10 % 左右), 在隔离区内均降低, 其中在小隔离区内降低速率更快, 试验 4 周后非隔离区 > 大隔离区 > 小隔离区。毛翅目、鞘翅目等水生昆虫及十足目、寡毛纲等的相对密度随时间均未出现规律性变化趋势。本文得出的蜉蝣目和双翅目相对密度随隔离程度增强而下降的现象与 Monaghan 等^[10]的研究结论一致。

双壳纲的相对密度在试验开始 4 周后出现小隔离区 > 大隔离区 > 非隔离区的明显规律(图 3(c)), 其中在天

然河段基本恒定; 在大隔离区内略有升高; 在小隔离区内呈直线上升趋势, 其上升速率为在大隔离区内的 4 倍多。腹足纲在各水域中的相对密度变化不显著。从图 3(d) 可以看出, 软体动物的相对密度在天然河段内变化不大, 在大隔离区和小隔离区内随时间不断升高, 其中在小隔离区内的上升速率约为在大隔离区内的 1.5 倍。因此, 软体动物尤其是双壳纲的相对密度在隔离水域中显著增加。水生栖境受到隔离后, 底栖动物种群由喜流水环境动物占优势变为由喜静水环境动物占优势。

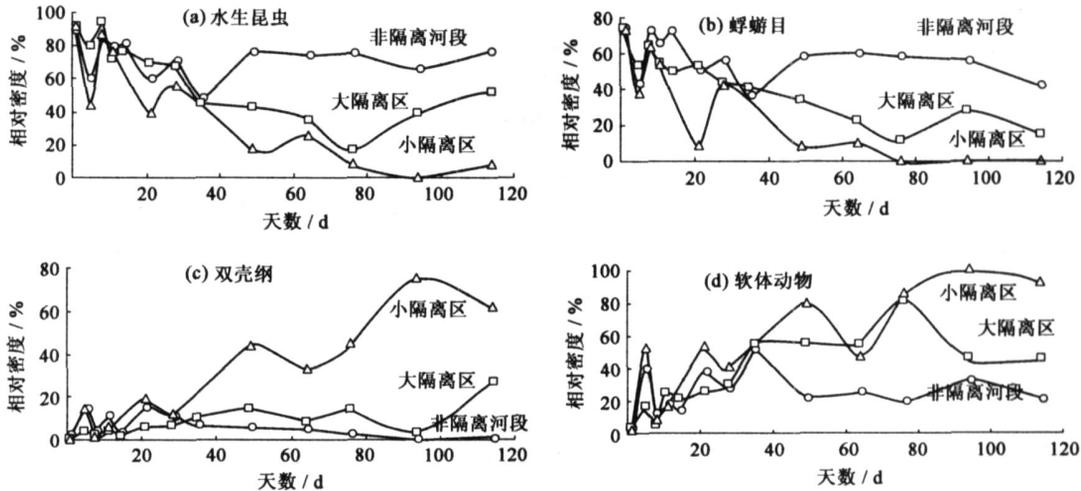


图 3 不同隔离程度水域中各底栖类群组成随时间的变化

Fig. 3 Variations in the relative abundance of each group over time for the two isolated plots and the non-isolated reach

4 讨 论

4.1 稳定周期

自然环境干扰会造成天然河段底栖动物组成的变化, 使得采样数据表现异常。可以发现, 第 14 d 和第 21 d 天然河段的动物密度和物种丰度均明显降低, 且均比大隔离区低, 分别归因于两次采样前一天的大雨和暴雨。受降雨影响, 天然河流底栖动物群落第 3 周为恢复期, 第 4 周后变得平稳, 物种丰度基本保持不变。大隔离区为相对封闭区, 受降雨的干扰相对较小, 其物种丰度和密度与第 2 周之前相比, 第 3~4 周反而升高, 这种现象可能与隔离封闭的条件有关, 即把河流隔离后物种丰度和密度经历短暂的波动后会有一定的升高, 然后降低。因此, 水生生境被隔离后底栖动物群落会经过 4 周的波动期, 之后物种丰度和密度基本保持非隔离区 > 大隔离区 > 小隔离区的规律。

4.2 隔离程度和隔离区面积的影响

从总体来看, 物种丰度和密度在小隔离区内比大隔离区内降低的速率要快, 主要原因是二者采样面积与隔离区面积的相对大小不同。大隔离区采样面积 (1 m^2) 仅占隔离区面积 (60 m^2) 的 1.7%, 影响不大, 而小隔离区采样面积 (1 m^2) 占其面积 (4 m^2) 的 25%, 影响较大。因此, 物种丰度和密度在大隔离区内的降低应归因于隔离对底栖动物造成的影响, 而在小隔离区内的降低应归因于隔离区面积小和隔离综合作用对底栖动物造成的影响。从试验结果来看, 隔离对底栖动物群落造成了很大影响, 被隔离的水域物种丰度、密度及多样性指数值均显著降低, 且隔离强度越强, 物种丰度和密度越低; 动物组成也发生很大变化。Stoertz 等^[11]也曾研究发现, 河流被隔离后底栖动物的多样性会下降, 多样性类型和动物组成会发生变化。这些变化主要是由于栖息地发生变化和底栖动物在隔离区底质之间的迁移受到限制所致, 且当隔离区面积很小时, 会使得对面积敏感的物种减少或消失。

隔离水域和天然采样河段处于同一河段, 周围环境一致, 每次采样均由 3 个样方组成, 各样方的位置均不同, 样方栖境尽量能涵盖各水域的栖息地类型, 因此本文结论受底栖动物分布本身差异的影响很微小, 而主要

是由不同程度的隔离造成的影响。小隔离区面积的选取存在一定不足之处,最初选择 4 m^2 的面积是为了表示高程度的隔离破碎,但试验结果发现,较小的小隔离区面积使得采样会对底栖动物群落组成造成一定影响。

建议当地政府和相关部门应采取措施逐步恢复我国大江大河及沿江湖泊的连通性,实现通江湖泊与河流的水体交换和生物流通,以提高和保护河流生态系统的水生生物多样性;对于面积小的破碎栖息地,应予以高度重视,通过建设水道或植被廊道等方法加强此类斑块与周围大面积栖息地的连通。

4.3 飞行扩散对底栖动物的影响

与鱼类相比,底栖动物由于成虫的飞行仍具有较强的跨越障碍的能力,因此隔离区与天然河流不可避免会存在动物扩散。采用 Sorenson 指数^[10] $C = 2j / (x + y)$ 计算采样点间的物种流通度(-多样性),其中 x 为 X 样方的物种数, y 为 Y 样方的物种数, j 为 X 与 Y 样方共有的物种数。

计算得到的采样点间的 -多样性为: $C_{(\text{非隔离区}, \text{大隔离区})} = 0.84$, $C_{(\text{非隔离区}, \text{小隔离区})} = 0.75$, $C_{(\text{大隔离区}, \text{小隔离区})} = 0.74$ 。可以看出,隔离区与天然河流之间的物种流通度较高,至少有 60% 的物种相同,这主要是由于大部分水生昆虫在成虫阶段可通过飞行在各水域之间进行扩散交换,而只有少部分移动能力较差的类群无法在隔离区与天然河流之间进行流通,如寡毛纲、十足目和软体动物等。因此,底栖动物的扩散能力对水生系统多样性维持起重要作用,Bohonak 对底栖动物的扩散在生态学和生物进化学上的重要性作了很全面的综述^[12]。

隔离区中的动物组成一般是非隔离区中的子集^[13,14],而本文结果发现,隔离区的物种并不完全是天然河流物种组成的嵌套子集,与 Monaghan 等^[10]的研究结论一致,其原因可能是某些物种更适合在被隔离的静水环境中生存,由于其散播能力很差,这些物种从隔离区扩散到其他水域的可能性很低。

5 结 论

生物栖息地的隔离在一定程度上影响了底栖动物的群落结构和多样性。由于栖息地发生变化和底栖动物在隔离区底质之间的迁移受到限制,底栖动物结构组成在隔离区内发生变化,其密度、丰度和多样性均显著降低,且隔离程度越高,降低越明显。

从底栖动物的组成来看,蜉蝣目和双翅目的相对密度在隔离区中显著降低,蜻蜓目和双壳纲的相对密度在隔离区中显著增加。由于水生昆虫在成虫阶段的飞行和扩散,隔离区与天然河流之间仍存在较高的底栖动物流通,但隔离区内的动物组成并不完全是天然河流动物组成的嵌套子集。

河段被隔离后,底栖动物群落经过 4 周的波动期后才表现规律性的变化趋势。溶解氧含量在各水域中变化趋势不一致,溶解氧值的波动幅度随隔离强度增大而减小。

建议逐步恢复沿江湖泊与河流的连通性,加强小面积斑块与周围栖息地的连通,建造必要的生物通道等措施修复破碎化的河流系统,不断提高和保护河流生态和水生生物多样性。

致谢:感谢试验期间田世民、江永梅、徐梦珍、陈建峰和赵献忠等人的帮助。

参考文献:

- [1] 布仁仓,王宪礼,肖笃宁.黄河三角洲景观组分判定与景观破碎化分析[J].应用生态学报,1999,10(3):321-324.(BU Rencang, WANG Xian-li, XIAO Du-ning. Analysis on landscape elements and fragmentation of Yellow River delta[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10(3): 321-324. (in Chinese))
- [2] 毛战坡,王雨春,彭文启,等.筑坝对河流生态系统影响研究进展[J].水科学进展,2005,16(1):134-140.(MAO Zhan-po, WANG Yu-chun, PENG Wen-qi, et al. Advances in effects of dams on river ecosystem[J]. Advances in Water Science, 2005, 16(1): 134-140. (in Chinese))
- [3] 王忠锁,吕德,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 Zhong-suo, LÜ De, XU Chong-ren, 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))
- [4] ZWICK P. Stream habitat fragmentation—A threat to biodiversity[J]. Biodiversity and Conservation, 1992, 1: 80-97.

- [5] ALLAN J D, FLECKER A S. Biodiversity conservation in running waters[J]. *BioScience*, 1993, 43 (1): 32 - 43.
- [6] DYNESIUS M, NILSSON C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world[J]. *Science*, 1994, 266: 753 - 762.
- [7] BRITTAIN J E, SALTVEIT S J. A review of the effects of river regulation on mayflies (Ephemeroptera) [J]. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1989(3): 191 - 204.
- [8] WANG H Z, WANG H J, LIANG X M, et al. Empirical modelling of submersed macrophytes in Yangtze lakes[J]. *Ecological Modelling*, 2005, 188: 483 - 491.
- [9] 段学花, 王兆印, 程东升. 典型河床底质组成中底栖动物群落及多样性[J]. *生态学报*, 2007, 27(4): 1664 - 1672. (DUAN Xue-hua, WANG Zhao-yin, CHENG Dong-sheng. Benthic macroinvertebrates communities and biodiversity in various stream substrata[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(4): 1664 - 1672. (in Chinese))
- [10] MONAGHAN M T, ROBINSON C T, SPAAK P T, et al. Macroinvertebrate diversity in fragmented alpine streams: implications for freshwater conservation[J]. *Aquatic Sciences*, 2005, 67: 454 - 464.
- [11] STOERTZ M W, BOURNE H, KNOTTS C, et al. The effects of isolation and acid mine drainage on fish and macroinvertebrates communities of Monday Creek, Ohio, USA[J]. *Mine Water and the Environment*, 2002, 21: 60 - 72.
- [12] BOHONAK A J, JENKINS D G. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates[J]. *Ecology Letters*, 2003 (6): 783 - 796.
- [13] BLAKE J G. Nested subsets and the distribution of birds in isolated woodlots[J]. *Conservation Biology*, 1991(5): 58 - 66.
- [14] NEWMARK W D. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania[J]. *Conservation Biology*, 1991(5): 67 - 78.

Experimental study on the effect of habitat isolation on river ecology^{*}

DUAN Xue-hua, WANG Zhao-yin

(*State Key Laboratory of Hydrosience and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China*)

Abstract: The field investigations and an experiment were conducted in the Juma river in the suburbs of Beijing to study the effect of habitat fragmentation on river ecology, using benthic macro-invertebrates as indicator species. Three experimental plots were isolated from a relatively undisturbed stream habitat with sheet iron. The benthic assemblages and water parameters were measured by sampling periodically. The results indicate that the abundance, taxa richness and bio-diversity of invertebrates significantly decrease in the experimental plots owing to the habitat isolation. The smaller the experimental habitat plot, the more significantly these biotic indices decrease. The contents of the dissolved oxygen in the studied plots present the inconsistent variations. The comparison of the benthic communities shows that the relative abundances of Ephemeroptera and Diptera reduces significantly in the isolated plots, and that of the Odonata and Lamellibranchia increase significantly. It is also found that the benthic communities need some time to stabilize after isolation, and then present apparent variation over time. There is a relatively high degree of taxa turnover between isolated plots and the non-isolated reach, which can be attributed to the flight and dispersal of many aquatic insects in their adult stage. However, the benthic communities in isolated plots are not nested subsets in the natural non-isolated stream. This paper also gives some suggestions of the river restoration and the preservation of river ecological integrity based on the study and the present status of the rivers in China.

Key words: habitat isolation; river ecology; biodiversity; dispersal

^{*} The study is financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 50779027), the National Basic Research Program of China (No. 2003CB415206) and the National Key Project of Scientific and Technical supporting programs Funded by the Ministry of Science and Technology of China (No. 2006BAB04A08).