

DOI: 10.5846/stxb201401140106

高欣, 丁森, 张远, 马淑芹, 刘思思, 孟伟. 鱼类生物群落对太子河流域土地利用、河岸带栖息地质量的响应. 生态学报, 2015, 35(21): - .
Gao X, Ding S, Zhang Y, Ma S Q, Liu S S, Meng W. Exploring the relationship among land-use, riparian habitat quality, and biological integrity of a fish community. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(21): - .

鱼类生物群落对太子河流域土地利用、河岸带栖息地质量的响应

高欣^{1,2}, 丁森^{1,2}, 张远^{1,2,*}, 马淑芹^{1,2}, 刘思思^{1,2}, 孟伟¹

1 中国环境科学研究院 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012

2 中国环境科学研究院 流域水生态保护技术研究室, 北京 100012

摘要: 河流生态系统的退化是多空间尺度环境因子作用的结果。探讨不同尺度环境因子及水生生物之间的作用关系, 识别影响水生生物群落完整性的尺度问题, 是有效开展水生生物保护的基础。基于 2009 年对太子河流域 15 个样点的鱼类、河岸带栖息地质量评价, 结合遥感影像解译的太子河流域土地利用情况(包括流域尺度和河段尺度), 研究鱼类完整性指数(F-IBI)与两种尺度土地利用、栖息地质量参数之间的关系。结果表明太子河上游地区河岸栖息地质量较好, 下游地区由于农业用地、城镇用地比例的增加河岸栖息地质量明显下降。F-IBI 与自然用地比例呈正相关, 与农业、城镇用地比例呈负相关。农业用地对 F-IBI 的影响体现在流域尺度, 而城镇用地在两种尺度上都存在显著影响。相比于农业用地, 城镇用地相同比例的增加会导致 F-IBI 更快的下降。底质、水质状况、人类活动强度是显著影响 F-IBI 的栖息地质量评价参数。3 项参数均随农业和城镇用地比例增加而降低, 农业用地主要在流域尺度上对 3 项参数产生影响, 城镇用地主要影响底质和水质状况 2 项参数, 而在两种尺度上的影响相差不大。

关键词: 太子河; 鱼类; 尺度; 土地利用; 栖息地质量

Exploring the relationship among land-use, riparian habitat quality, and biological integrity of a fish community

GAO Xin^{1,2}, DING Sen^{1,2}, ZHANG Yuan^{1,2,*}, MA Shuqin^{1,2}, LIU Sisi^{1,2}, MENG Wei¹

1 State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

2 Laboratory of Riverine Ecological Conservation and Technology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Abstract: River ecosystems are being degraded by various environmental factors across multi-spatial scales. In general, aquatic organism conservation aims to explore the relationship between aquatic organisms and environmental factors across multi-spatial scales, and to discern the scale at which the biological integrity of aquatic organisms is affected. We collected data about fishes and riparian habitat conditions at 15 sampling sites in the Taizi River basin during August, 2009. In parallel, we collected data on land use at the catchment scale and reach scale by interpreting the satellite images. We explored the relationship among the fish index of biotic integrity (F-IBI), land use at two scales, and riparian habitat condition. The results showed that riparian habitat condition is relatively better in the upper regions than the lower regions of rivers, due to a percentage increase in farmland and urban areas in the lower regions. F-IBI showed a positive correlation with the proportions of natural areas, but showed a negative correlation with the proportions of farmland and urban areas.

基金项目: 国家自然科学基金(41401066); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07501-001-04); 中欧环境可持续发展计划(DCI-ASIE/2013/323-261)

收稿日期: 2014-01-14; 网络出版日期: 2015-04-14

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangyuan@craes.org.cn

F-IBI exhibited a stronger response to the proportion of farmland at the catchment scale, and to the proportion of urban areas at both scales. Compared to farmland, the same percentage increase in urban area resulted in a faster decrease of F-IBI. Substrate, water quality, and anthropogenic disturbances were three key riparian habitat parameters that significantly degraded F-IBI. These three parameters decreased with increasing proportions of farmland and urban areas. Farmland showed a significant effect on the three parameters at the catchment scale, whereas urban areas only significantly affected substrate and water quality at both scales.

Key Words: Taizi River; fish; scale; land use; habitat quality

近年来,随着社会经济的不断发展,我国农业和建设用地比例大幅度增加。用地类型的变化改变了流域景观结构,通过营养物富集、颗粒物沉降、水文情势、河岸带生境质量等生态过程的改变,继而对河流生态系统产生负面影响^[1]。土地利用与河流生态系统的关系一直是研究热点,尺度效应包括流域尺度、河段尺度,也是科学工作者最为关注的问题^[2]。目前,国外学者对多尺度比较的土地利用尺度效应研究较全面^[3-6]。国内的则较多地关注单一尺度上土地利用的水生态效应^[7-8],仅吴璟等^[9]研究了西苕溪支流大型底栖动物群落结构对不同尺度土地利用的响应关系。这些少量的研究资料并不能满足进一步辨识我国土地利用的水生态学效应的需要。

鱼类作为顶级营养类群,是水生态系统健康监测的主要指示生物。自上世纪 80 年代初 Karr^[10]提出了鱼类生物完整性指数(Fish Index of Biotic Integrity, F-IBI),已在世界范围内广泛应用。相比群落指数,如多样性、物种丰度、指示种等单一性指数,F-IBI 为水生态系统健康提供了更为综合全面的评价信息^[11]。在流域景观或栖息地质量下降情况下,F-IBI 更能反映河流健康状况的退化。

流域景观格局是由自然和人类经营斑块所组成的嵌块体,也是流域管理的重要内容。新的河流概念中包含着保障河流生态安全的内涵,要求从景观角度减少对河流生态安全的威胁,限制人类建设活动以及对自然资源的过渡开发^[12],即包括对流域内土地利用方式的规划。本文通过分析太子河流域土地利用、栖息地质量与 F-IBI 三者之间的相互作用关系,以期探讨鱼类群落对不同尺度环境要素的响应并为流域管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与样点布设

太子河位于辽宁省东部地区(122°55'40"-124°55'16" E, 40°28'48"-41°38'46" N),全长 413 km,流域总面积约 $1.39 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。多年平均天然径流量为 $44.96 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。该流域属暖温带湿润-半湿润季风气候,上游地区为低山丘陵,植被类型以落叶阔叶林为主,植被覆盖率较高。中下游为平原区,沿途分布有本溪、鞍山、辽阳等重要城市,农业活动和城镇建设较强烈。于 2009 年 8 月在太子河设置了 15 个调查样点(图 1),开展鱼类采集和河岸带栖息地质量评价。

1.2 研究方法

1.2.1 土地利用格局分析

太子河土地利用格局以大辽河流域 2007 年 9 月的 3 景 Landsat5 TM 影像为数据源(轨道号 P118R31、P119R31、P119R32),在 ENVI 4.4 中对遥感影像进行几何精校正、影像拼接、影像截取等预处理后,导入 Definiens Developer 7.0 中将流域景观分为森林、草地、农业用地、城镇用地、河流、水库、滩地、沼泽、鱼塘等 9 种类型,结合流域野外实地踏查,采用人工解译和邻近分类相结合的人机交互式解译方法,进行信息提取,并结合研究区地形图和野外调查情况,对初步解译结果进行修正,形成最终解译结果。

从所有土地利用类型中选取森林、草地、农业用地、城镇用地等 4 种类型进行分析,其中森林和草地合并作为自然用地类型。分别计算自然用地、农业用地、城镇用地在流域尺度和河段尺度上所有调查样点上所占的比例;流域尺度上 3 种土地利用类型所占比例以调查样点上游集水区范围进行计算获得;河段尺度上 3 种土地

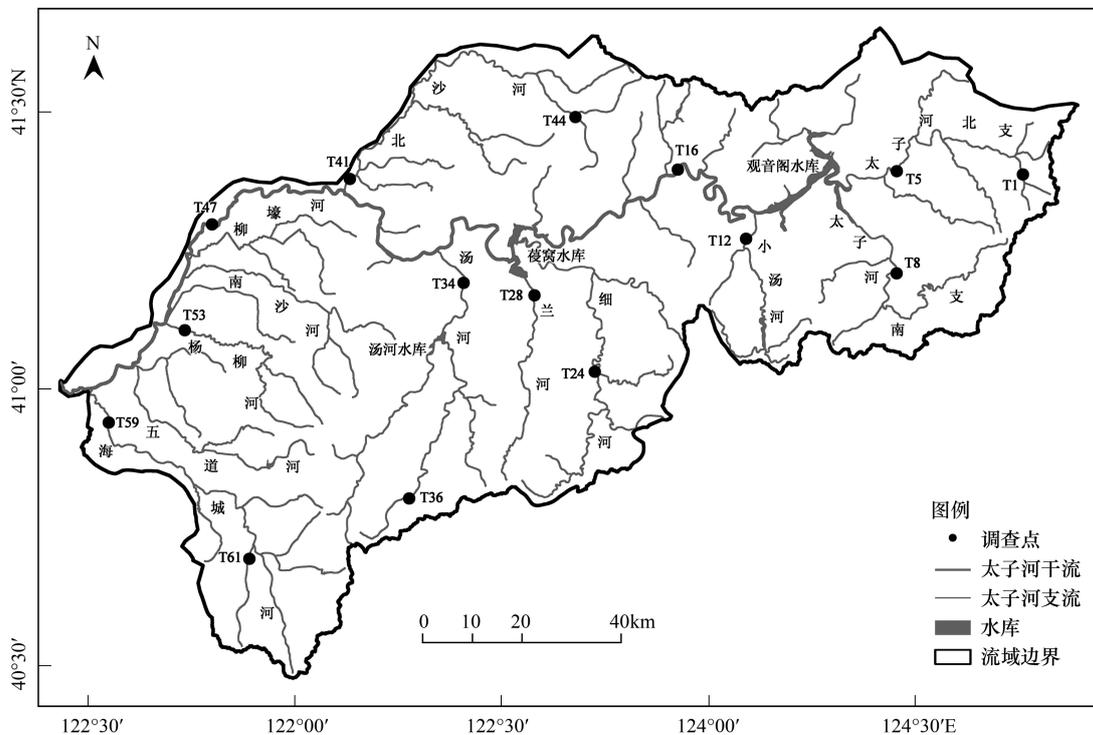


图 1 太子河流域调查样点

Fig. 1 Sampling sites in Taizi River basin

类型所占比例以调查样点上游 10 km、河岸带两侧各 1 km 范围计算获得。

1.2.2 河岸带栖息地质量评价

通过人工打分方式对太子河流域调查样点河岸带栖息地质量进行评价,选取包括底质、栖息地复杂性、速度-深度结合特性、堤岸稳定性、河道变化、河水水量状况、植被多样性、水质状况、人类活动强度、河岸土地利用类型等 10 项指标,各项指标满分 20 分,总分共计 200 分。所有点位的栖息地评价均由同一位调查者完成,以消除由于人为误差引起的评价结果不一致。各评价指标的评定内容及判定标准详见表 1^[13]。

1.2.3 鱼类及环境因子采集及测定方法

在每个调查样点设置 300 m 的调查区间,选用电鱼法和挂网法配合完成样品采集。岸边可涉水区域及对于水深小于 1.5 m 的样点,采用双肩背 32 管超声电鱼器电渔法(单位输出为 16.7ms)。具体做法如下:调查人员肩背安全电源,手持电极和抄网,沿河一侧缓慢行进采集鱼类,采样时间维持在 1 h 左右;对于水深大于 1.5 m 的样点,使用刺网进行挂网采集鱼类,挂网时间维持在 1 h 左右。使用的网具包括 3 种不同网径:6 cm×6 cm、12 cm×12 cm、20 cm×20 cm,以保证获得较为全面的鱼类样品。现场鉴定鱼类种类后立即放生,对于不能现场鉴定的种类,选取 3—5 尾保存带回实验室完成种类鉴定。

现场使用 YSI-80 型水质检测仪测定溶解氧(Dissolved oxygen, DO)、电导率(Electrical conductivity, EC)和悬浮物浓度(Suspended solids, SS)。水样低温保存,在 24h 之内送回实验室进行 BOD₅、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、氨氮(NH₃-N)、总氮(Total nitrogen, TN)和总磷(Total phosphorus, TP)的测定。测定方法按照《水和废水监测方法》执行。每个指标测定三个平行样品。

利用太子河流域水系图并依据 Strahler 的河流等级计算方法^[14]得到所有样点所处的河流等级。

1.3 数据分析

太子河 F-IBI 研究结果见相关研究^[15],故不再赘述生物完整性评价过程,直接引用计算结果并附上每个样点的基础环境因子信息(表 2)。利用相关性分析和回归分析方法探讨不同尺度土地利用、F-IBI 指数、河岸带栖息地状况间的相关关系,所有统计过程在 SPSS17.0 下完成。

表 1 太子河流域栖息地环境质量调查项目及评分标准

栖息地质量参数 Parameters of habitat quality	评分标准 Criteria for evaluation			
	好 Very good 20, 19, 18, 17, 16	较好 Good 15, 14, 13, 12, 11	一般 Fair 10, 9, 8, 7, 6	差 Poor 5, 4, 3, 2, 1, 0
1. 底质 1. Substrate	75% 以上是碎石、鹅卵石、大石、其余为细沙等沉积物	50%~70% 是碎石、鹅卵石、大石, 其余为细沙等沉积物	25%~50% 是碎石、鹅卵石、大石, 其余为细沙等沉积物	碎石、鹅卵石、大石少于 25%, 其余为细沙等沉积物
2. 栖息地复杂性 2. Habitat complexity	有水生植被, 枯枝落叶, 倒木、倒凹堤岸和巨石等各种小栖息境	有水生植物, 枯枝落叶, 倒凹堤岸等小栖息境	以 1 种或者 2 种小栖息境为主	以 1 种小栖息境为主, 底质多以淤泥或细沙为主
3. 速度-深度结合 3. Combination of velocity and depth	慢-深、慢-浅、快-深和快-浅 4 种类型都出现, 且近乎是平均分布	只有 3 种情况出现 (如果是快-浅没有, 分值得比缺少其他的情况分值得低)	只有 2 种情况出现 (如果快-浅和慢-浅没有, 分值得低)	只有 1 种类型出现
4. 堤岸稳定性 4. Bank stability	堤岸很稳定, 无侵蚀痕迹, <5% 的堤岸受到了损害	比较稳定, 偶发的小侵蚀地区已恢复好, 观察范围内 (100m) 有 5~30% 的面积出现了侵蚀现象	观察范围内 30~60% 的面积发生了侵蚀, 且有可能在洪水期间发生大的隐患	观察范围内 60% 以上的堤岸发生了侵蚀
5. 河道变化 5. Channel alteration	渠道化没有出现过或很少出现, 河道维持正常模式	渠道化出现较少, 通常在桥墩周围处出现渠道化。对水生生物影响较小	渠道化比较广泛, 在两岸有筑堤或桥梁支柱出现。对水生生物有一定影响	河岸由铁丝和水泥固定, 对水生生物的影响很严重, 使其生活环境完全改变
6. 河水水量状况 6. Flow condition	水量较大, 河水淹没到河岸两侧, 或由及少量的河道暴露	水量比较大, 河水淹没 75% 左右的河道	水量一般, 河水淹没 25%~75% 的河道	水量很小, 河道干涸
7. 植被多样性 7. Diversity of vegetation	河岸周围植被种类很多, 面积大。50% 以上的堤岸覆盖有植被	河岸周围植被种类比较多, 面积一般。50~25% 堤岸覆盖有植被	河岸周围植被种类比较少, 面积较小。25~0% 堤岸覆盖有植被	河岸周围几乎没有任何植被。无堤岸覆盖, 无植被
8. 水质状况 8. Water quality	很清澈, 无任何异味, 河水静置后无沉积物	比较清澈, 有少量的异味, 河水静置后有少量的沉积物	比较浑浊, 有异味, 和水晶之后有沉淀物	很浑浊, 有大量的刺激性气体溢出, 河水静置后沉淀物很多
9. 人类活动强度 9. Intensity of human activity	无人类活动干扰或少有人类活动	人类干扰较小, 有少量的步行者或者自行车通过	人类干扰较大, 并有少量的机动车通过	人类干扰很大, 交通要道必经之路, 经常有机动车通过
10. 河岸土地利用类型 10. Riparian land use type	河岸两侧无耕作土壤, 营养丰富	河岸一侧无耕作土壤, 另一侧为耕作土壤	河岸两侧耕作土壤, 需要施加化肥和农药	河岸两侧为耕作废弃的裸露的风化土壤层, 营养物质很少

表 2 太子河 F-IBI 评价等级、河岸带栖息地质量得分结果及各个点位环境因子信息

Table 2 The results of F-IBI evaluation, riparian habitat condition score and environmental factors information for each site in Taizi River

样点 Site	F-IBI/ 评价等级 F-IBI/ Evaluation grade	栖息地 质量得分 Habitat condition score	样点环境因子信息(平均值±标准差) Environmental factors information for each site (mean±SD)								
			河流 等级 Stream order	溶解氧 DO	电导率 EC	悬浮物 SS	BOD ₅	高锰酸 盐指数 COD _{Mn}	氨氮 NH ₃ -N	总氮 TN	总磷 TP
T1	21/亚健康	122	1	7.4±0.40	271.0±7.53	13.5±1.92	5.0±0.35	3.1±0.21	0.1±0.02	1.4±0.04	0.1±0.03
T5	25/健康	154	4	11.2±0.32	317.0±6.17	8.5±0.81	1.5±0.22	1.4±0.22	0.2±0.01	1.8±0.05	0.1±0.02
T8	19/亚健康	167	4	7.7±0.51	74.0±3.92	27.0±3.55	3.8±0.41	1.4±0.36	0.1±0.02	1.7±0.03	0.1±0.03
T12	21/亚健康	146	3	6.3±0.18	108.0±5.17	40.5±6.03	6.0±0.26	4.1±0.64	0.1±0.03	1.2±0.06	0.1±0.03
T16	19/亚健康	113	5	6.5±0.63	170.0±3.15	52.0±4.35	5.3±0.67	2.2±0.12	0.1±0.01	0.7±0.02	0.2±0.04
T24	25/健康	100	3	5.9±0.25	257.0±6.92	58.0±6.13	2.2±0.24	2.1±0.51	0.1±0.02	2.6±0.09	0.5±0.03
T28	17/一般	71	2	7.1±0.31	432.0±10.81	383.5±13.75	10.0±0.69	10.5±0.84	0.4±0.02	3.2±0.11	0.1±0.02
T34	11/较差	65	3	5.1±0.59	708.0±16.26	284.0±9.62	2.1±0.23	2.5±0.23	1.2±0.05	3.1±0.07	0.3±0.02
T36	23/健康	119	2	8.8±0.12	497.0±9.78	116.5±5.22	2.5±0.65	2.1±0.15	0.7±0.06	2.8±0.04	0.1±0.02
T41	7/极差	58	4	5.8±0.46	582.0±10.51	220.5±3.39	7.2±0.71	4.5±0.63	2.1±0.13	4.9±0.05	0.2±0.01
T44	13/较差	114	3	5.1±0.69	428.0±8.35	77.0±2.98	4.8±0.26	4.6±0.77	0.2±0.03	2.0±0.03	0.6±0.03
T47	15/一般	86	5	6.4±0.27	610.0±6.37	286.0±15.57	12.0±0.65	7.2±0.95	1.4±0.46	5.1±0.03	0.2±0.04
T53	5/极差	101	2	4.2±0.19	1092.0±21.39	776.0±23.54	24.3±1.12	12.9±1.12	8.4±0.98	10.2±0.14	1.5±0.08
T59	5/极差	103	3	0.6±0.35	979.0±13.81	979.5±18.73	53.6±2.13	35.1±3.53	1.6±0.65	2.6±0.09	0.2±0.02
T61	19/亚健康	122	2	6.7±0.24	452.0±9.49	122.0±7.22	7.6±0.32	2.2±0.38	0.6±0.13	1.9±0.02	0.1±0.01

注:DO(dissolved oxygen,溶解氧);EC(electrical conductivity,电导率);SS(suspended solids,悬浮物浓度);BOD₅(five-day biochemical oxygen demand,五日生化需氧量);COD_{Mn}(chemical oxygen demand (Mn),化学需氧量)

2 结果与分析

2.1 河岸带栖息地质量与流域土地利用

太子河各点位间河岸带栖息地质量变化较大(表 1)。上游地区(T5、T8、T12 等样点)河岸带栖息地质量评价得分较高,表明该地区干扰程度较轻;中下游地区(T20、T21、T28、T34、T41、T47 等样点)栖息地质量评价得分较低,反映了该地区人类干扰大,栖息地质量退化明显。

在河段尺度上,中上游地区(T1、T5、T8、T16、T24 等样点)自然用地比例较高,而城镇用地比例较低;下游地区(T41、T44、T47、T59、T61 等样点)农业用地比例较高,自然用地比例大幅降低,同时城镇用地比例有所上升(图 2)。在流域尺度上,自然用地比例整体相对较高,仅下游样点农业用地和城镇用地比例相对上升,体现了该区域人类活动强度有所增加。

2.2 土地利用与 F-IBI 的关系

由图 3 可见,自然用地类型与 F-IBI 呈正相关,农业用地、城镇用地与 F-IBI 呈负相关。F-IBI 对两种尺度土地利用响应强度不同。自然用地比例在河段尺度($r=0.864, P<0.01$)和流域尺度($r=0.798, P<0.01$)都对 F-IBI 产生影响,但河段尺度与 F-IBI 的相关性要强于流域尺度。农业用地仅在流域尺度上($r=-0.741, P<0.01$)会显著影响 F-IBI。城镇用地在河段尺度上($r=-0.774, P<0.01$)与 F-IBI 的相关性略强于流域尺度($r=-0.746, P<0.01$)。

2.3 栖息地质量与 F-IBI 的关系

十项栖息地质量评价参数与 F-IBI 的相关性结果见表 3,底质、水质状况、人类活动强度与 F-IBI 呈显著正相关关系。此 3 项参数总得分与 F-IBI 也呈显著正相关,且相关性要强于各单项参数。

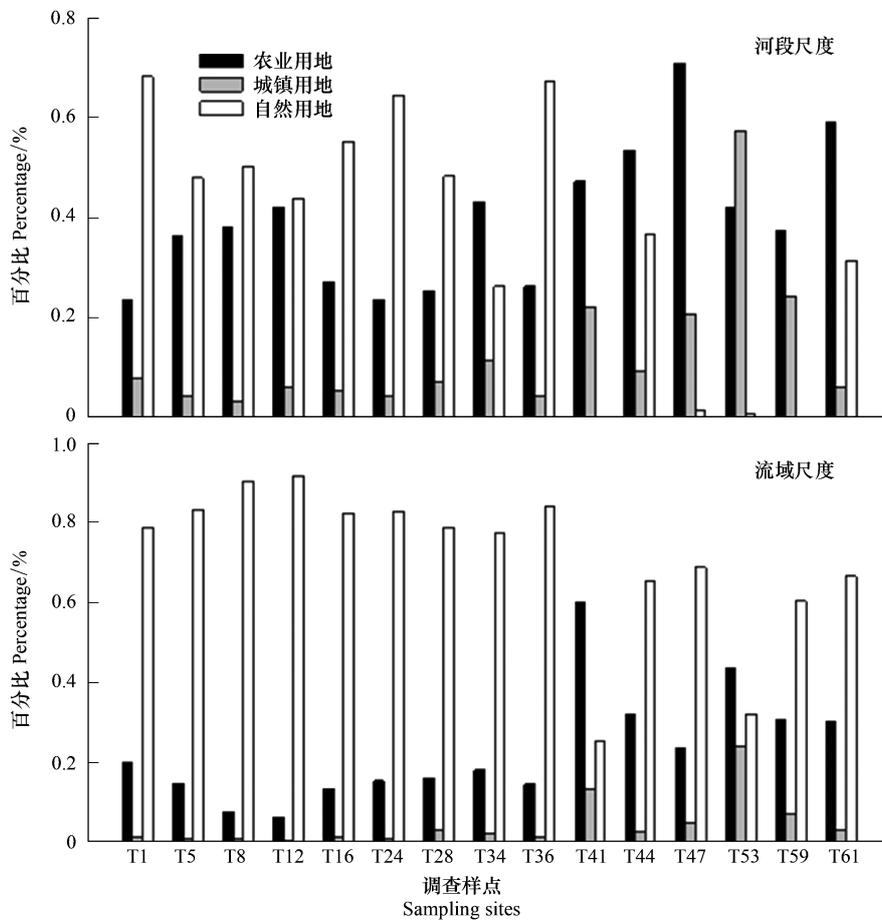


图2 太子河流域3种土地类型比例

Fig. 2 Percentage of three land use types in Taizi River basin

注:(a) 为河段尺度;(b) 为流域尺度

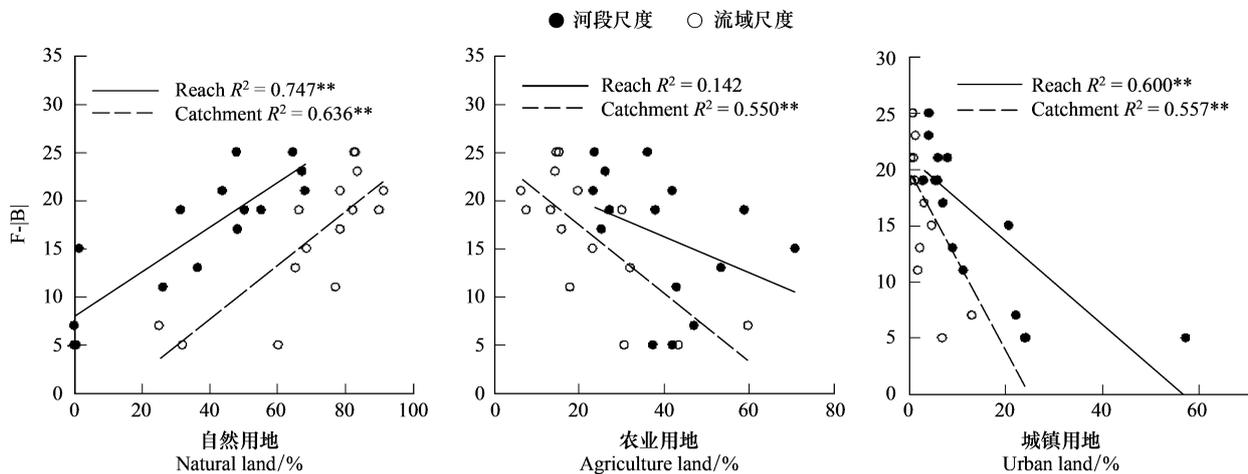


图3 两种尺度土地类型与F-IBI的关系

Fig. 3 Relationship between land use types at two scales and F-IBI

注:●表示河段尺度,○表示流域尺度;**表示 $P < 0.01$

2.4 流域土地利用与河岸带栖息地状况的关系

图4可见底质、水质状况、人类活动强度3项栖息地质量参数得分均随着农业用地和城镇用地比例的增

加而有所降低。底质与农业用地的相关性在流域尺度($r = -0.528, P < 0.05$)要强于河段尺度($r = -0.427, P > 0.05$)。水质状况($r = -0.531, P < 0.05$)、人类活动强度($r = -0.582, P < 0.05$)只与流域尺度农业用地呈负相关。城镇用地与底质的相关性在河段尺度($r = -0.600, P < 0.05$)要强于流域尺度($r = -0.576, P < 0.05$),与水质状况的相关性流域尺度($r = -0.630, P < 0.05$)强于河段尺度($r = -0.617, P < 0.05$),而与人类活动强度均无显著相关。

表 3 河岸带栖息地状况与 F-IBI 得分的相关关系

Table 3 Correlation between riparian habitat conditions and F-IBI score

栖息地质量参数 Habitat condition parameter	栖息地质量参数同 F-IBI 得分的相关系数 Correlation coefficient between habitat condition parameter and F-IBI score
底质 Substrate	0.616 *
栖息地复杂性 Habitat complexity	0.310
速度-深度结合 Combination of velocity and depth	0.257
堤岸稳定性 Bank stability	0.106
河道变化 Channel alteration	-0.357
河水水量状况 Flow condition	-0.204
植被多样性 Diversity of vegetation	-0.320
水质状况 Water quality	0.630 *
人类活动强度 Intensity of human activity	0.619 *
河岸土地利用类型 Riparian land use type	-0.238
三项总分(底质+水质状况+人类活动强度) Total scores of substrate, water quality and intensity of human activity	0.744 **
总得分 total scores of all	0.339

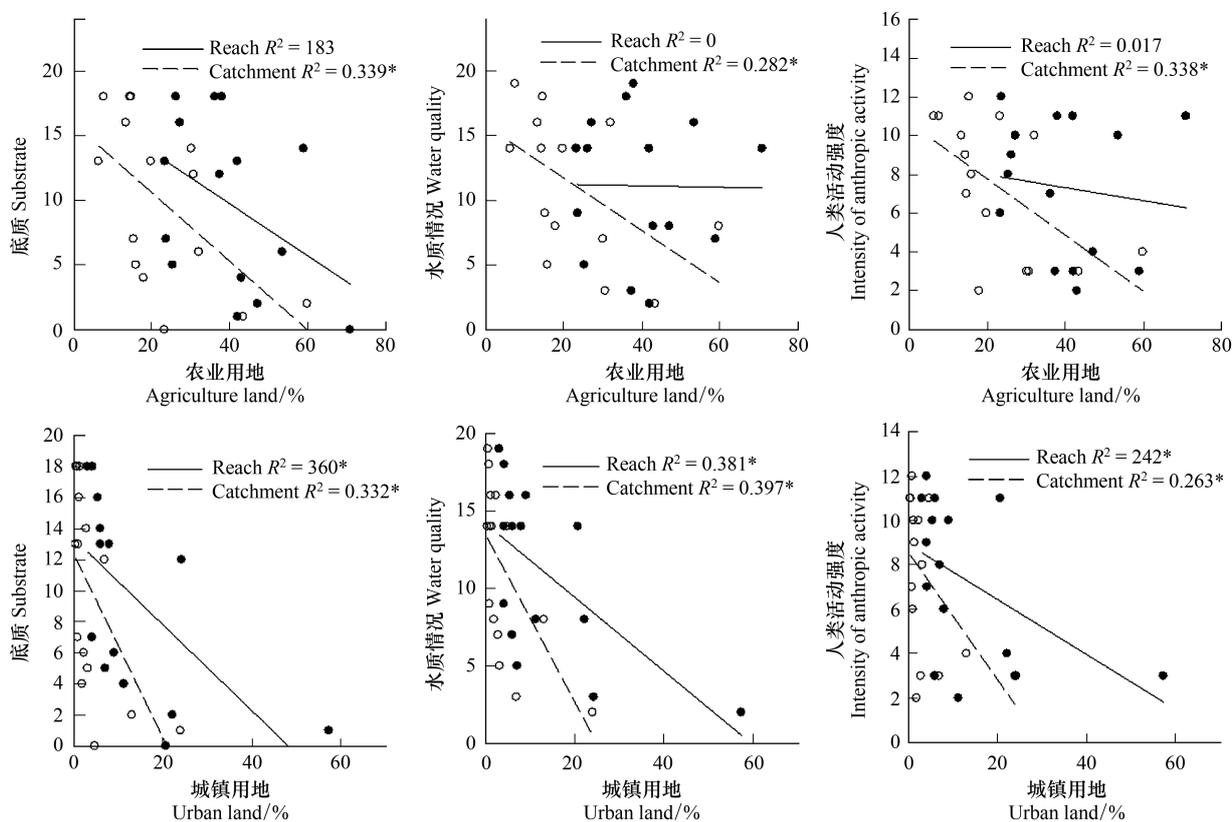


图 4 两种尺度土地类型与栖息地质量参数的关系

Fig. 4 Relationship between land use types at two scales and habitat parameter

注:●表示河段尺度,○表示流域尺度; *表示 $P < 0.05$; **表示 $P < 0.01$

3 讨论

自然用地、农业用地和城镇用地比例在太子河流域内变化较大,呈区域性集中分布特征。自然用地主要集中在流域东部上游地区,此地区降雨充沛,以落叶阔叶林为主^[16]。当地政府以旅游业为发展定位,特别强调对自然林区的保护,维持自然用地的覆盖面积。中下游地区自然用地比例下降,农业用地和城镇用地比例增加,原因有二:第一,中下游为平原区和丘陵过渡区,较为平坦的地形使得此地区适合开展农业生产活动;第二,我国快速城市化进程带动了该地区自然用地向城镇用地的转化。朱君君等^[17]分析了自 1988 年至 2004 年太子河流域景观变化特征,发现流域内草地面积逐渐下降并向城镇用地类型转化。太子河流域中下游自然用地的减少,表现出植被多样性的下降与生境破碎化的加剧,影响了河岸稳定性、水质、底质等栖息地质量特征^[18]。此外,实地调查中还发现中下游大部分河段有严重的挖沙活动,采砂场大多沿岸设立,破坏了河岸带植被覆盖。太子河中下游强烈的人类干扰(用地类型,挖沙活动)造成其河岸带栖息地质量评价得分较低。

土地利用对河流的影响存在尺度效应。河道物理形态、有机质输入主要受河岸带植被覆盖(小尺度土地利用)的影响,外源物质的地表径流输入、水文条件、河道地貌类型等主要取决于流域景观特征(大尺度土地利用)的影响^[19],这些物理、化学特征的改变又影响着水生生物的组成^[20]。Lammert 和 Allan^[21]发现鱼类和大型底栖动物群落对农业用地的响应在河段尺度要强于在流域尺度;Heitke 等^[22]也发现小尺度的农业用地可以很好地区分 F-IBI 等级。本研究结果与上述两个研究相反,F-IBI 对流域尺度农业用地的响应更为敏感。究其原因,上述两个报道都选择了典型农业流域为研究区,农业用地比例在流域上下游的变化并不大。这种过于均一的农业用地分布,显然会减弱农业用地对鱼类群落特征差异的解释能力。Pinto 等^[23]在探讨流域尺度土地利用与鱼类群落关系时指出,变化幅度在 5—80%的草地面积比例与 F-IBI 呈显著正相关关系,而变化幅度仅在 0—15%的森林面积对 F-IBI 解释能力较差。太子河流域上游以自然用地类型为主,中下游农业用地比例逐渐增加(图 2)。流域尺度上农业用地比例的变化与 F-IBI 的相关性更强,说明在流域尺度上变化幅度较大的景观变量与水生生物群落结果更为紧密相关,研究区域土地利用背景在决定河流生物群落结构上起到了重要作用。另一方面,底质、水质状况、人类活动强度等参数也对流域尺度农业用地的响应更明显。这也证实了在流域整体干扰不均一的情况下,大尺度的环境因子对河流生态系统的影响发挥更大的作用。

Allan^[2]曾指出除了底质与水化学特征,河岸带栖息地质量与非透水性区域几乎毫不相关。这与本研究结果的发现相同,两种尺度的城镇用地都与底质、水质状况显著相关。城镇用地、水化学特征、河道底质之间是互相关联的^[11],非透水性区域引起入河颗粒物与污染物的增加,改变水文、水化学、河道内生境等特征,进而影响水生生物群落结构。两种尺度的城镇用地均对 F-IBI 产生影响,但与农业用地相比,城镇用地比例更小幅度的增加就可导致 F-IBI 明显下降。流域尺度城镇用地比例超过 13%时(图 3),F-IBI 得分就低于 10 分(评价等级为“极差”),而流域尺度农业用地达到 40%左右时,F-IBI 的评价结果才为极差等级。在美国 Ohio 州,当地环保局曾指出流域尺度城镇用地超过 15%会导致鱼类种群受到严重破坏^[24],与本研究发现 13%城镇用地比例基本一致(图 3)。在河段尺度上,城镇用地比例达到 30%左右 F-IBI 评价结果为极差等级,远低于相对应的农业用地比例。由此可见,无论是流域尺度还是河段尺度,城镇用地比例同等增长幅度对鱼类完整性的影响比农业用地要更加突出。因此太子河流域城镇化建设发展的同时,要结合考虑 F-IBI 所反映的河流生态健康状况,合理制定流域城镇发展建设规划,尽量降低对河岸带的开发利用。

河岸带栖息地质量影响着鱼类群落结构的稳定。以往关于栖息地质量与鱼类群落结构的研究,只关注河岸带的植被情况与侵蚀情况^[23]。本研究综合考虑了十项河岸带栖息地质量参数,发现河岸带栖息地质量越高鱼类群落结构越稳定,底质、水质状况、人类活动强度是影响该区域鱼类群落的关键因素。国外流域管理一直强调与生物评价相结合,其目的就是为开展河流生态修复提供基础。河流生态修复的目的是为了恢复水生生物的完整性,重点还在于河流物理生境和水体质量的改善^[25]。底质、水质状况、人类活动强度作为影响太子河 F-IBI 的 3 项参数,也是河流生态系统保护与恢复的重要内容^[25-27]。这为太子河生态系统恢复与鱼类保

护提供了管理方向,围绕这些环境要素的保护阈值研究将成为下一步的工作。

致谢:黄显伟、温涛协助完成鱼类采集与鉴定工作,孔维静、万峻博士在太子河流域土地利用 GIS 分析工作中提供了大量帮助,在此一并感谢。

参考文献 (References):

- [1] Paul M J, Meyer J L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, 32: 333-365.
- [2] Allan J D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2004, 35: 257-284.
- [3] Wang L Z, Lyons J, Kanehl P, Gatti R. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 1997, 22(6): 6-12.
- [4] Wang L Z, Lyons J, Kanehl P, Bannerman R. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 2001, 28(2): 255-266.
- [5] Abell R A, Allan J D. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. *The Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 2002, 28: 232-237.
- [6] Morley S A, Karr J R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, 2002, 16(6): 1498-1509.
- [7] 牟溥, 王庆成, Hershey A E, 于红丽, 郭宝琴. 土地利用、溪流级别与溪流河水理化性质的关系. *生态学报*, 2004, 24(7): 1486-1492.
- [8] 刘华, 蔡颖, 於梦秋, 龚蕾婷, 安树青. 太湖流域宜兴片河流生境质量评价. *生态学杂志*, 2012, 31(5): 1288-1295.
- [9] 吴璟, 杨莲芳, 姜小三, 李强, 王备新. 浙江西苕溪土地利用变化对溪流大型底栖无脊椎动物完整性的影响. *生态学报*, 2008, 28(3): 1183-1191.
- [10] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [11] van Liering C, Simoens I, Vogt C, Cox T J S, Breine J, Erchen D, Goethals P, Belpaire C, Meire P. Impact of habitat diversity on the sampling effort required for the assessment of river fish communities and IBI. *Hydrobiologia*, 2010, 644(1): 169-183.
- [12] Raven P J. How will river conservation cope with the global economic downturn? Observations from an international conference. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2011, 21(1): 1-6.
- [13] 郑丙辉, 张远, 李英博. 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 928-936.
- [14] Strahler A N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 1957, 38(6): 913-920.
- [15] 宋智刚, 王伟, 姜志强, 殷旭旺, 谭淑荣, 张远, 孟伟. 应用 F-IBI 对太子河流域水生态健康评价的初步研究. *大连海洋大学学报*, 2010, 25(6): 480-487.
- [16] 孟伟, 张远, 郑丙辉. 辽河流域水生态分区研究. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 911-918.
- [17] 朱君君, 胡远满, 刘森, 姚欣, 郝凤鸣, 陈宏伟. 浑河太子河流域景观变化及其驱动力. *生态学杂志*, 2011, 30(1): 112-118.
- [18] Nakamura F, Yamada H. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering*, 2005, 24(5): 539-550.
- [19] Allan D, Erickson D, Fay J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 1997, 37(1): 149-161.
- [20] Meador M R, Goldstein R M. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 2003, 31(4): 504-517.
- [21] Lammert M, Allan J D. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 1999, 23(2): 257-270.
- [22] Heitke J D, Pierce C L, Gelwicks G T, Simmons G A, Siegwarth G L. Habitat, land use, and fish assemblage relationships in Iowa streams: preliminary assessment in an agricultural landscape. *American Fisheries Society Symposium*, 2006, 48: 287-303.
- [23] Pinto B C T, Araujo F G, Hughes R M. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 2006, 556(1): 69-83.
- [24] Matthews WJ. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York: Chapman and Hall, 1998.
- [25] Wang L Z, Seelbach P W, Lyons J. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, 2006, 48: 199-219.
- [26] Palmer M A, Menninger H L, Bernhardt E. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 2010, 55(S1): 205-222.
- [27] Albertson L K, Cardinale B J, Zeug S C, Harrison L R, Lenihan H S, Wyzga M A. Impacts of channel reconstruction on invertebrate assemblages in a restored river. *Restoration Ecology*, 2011, 19(5): 627-638.