

DOI: 10.5846/stxb201403080395

张海萍, 武大勇, 王赵明, 孙然好, 陈利顶. 流域景观类型及配置对于大型底栖动物完整性的影响. 生态学报, 2015, 35(19): - .

Zhang H P, Wu D Y, Wang Z M, Sun R H, Chen L D. The impact of landscape class and patterns on Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (B-IBI) at the watershed scale. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(19): - .

流域景观类型及配置对于大型底栖动物完整性的影响

张海萍^{1,2}, 武大勇³, 王赵明^{1,2}, 孙然好¹, 陈利顶^{1,*}

1 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 衡水学院生命科学系, 衡水 053000

摘要:通过对滦河流域 66 个河段大型底栖动物采集和生境指标监测, 基于大型底栖动物完整性评价和 13 种景观指数构建, 探讨了不同景观指数对于大型底栖无脊椎动物完整性的解释能力。景观指数类型包括流域及欧式距离缓冲区土地利用百分比、水流路径缓冲区土地利用百分比、局部区域土地利用百分比和基于水流路径的反距离权重指数。基于多元线性逐步回归模型, 根据调整 R^2 (Square of the coefficient) 来判断不同指数的解释能力。研究结果表明基于水流路径的反距离权重指数对于大型底栖动物完整性的解释能力最好, 其次为基于水流路径的缓冲区和局部区域的土地利用百分比指数, 全流域及欧式距离缓冲区内土地利用百分比解释能力最差。农田是影响大型底栖动物完整性最重要的景观类型, 距离河流越近的农田对大型底栖动物完整性的影响越大, 因此流域及河岸带农田的控制和管理对于滦河流域大型底栖动物完整性的恢复具有重要的作用。

关键词:景观类型; 景观配置; 大型底栖动物完整性

The impact of landscape class and patterns on Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (B-IBI) at the watershed scale

ZHANG Haiping^{1,2}, WU Dayong³, WANG Zhaoming^{1,2}, SUN Ranhao¹, CHEN Liding^{1,*}

1 State Key Laboratory of Urban Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 College of Life Sciences, Hengshui University, Hengshui 053000, China

Abstract: Riverine ecosystems are increasingly threatened by human activities and are generally under-protected globally. Various chemical, hydrological, geophysical, and biological indicators can be used to monitor and assess different aspects of river ecosystems. Attention is increasingly been paid to the inclusion of biological indicators in watershed monitoring and assessment. Benthic macroinvertebrates has many advantages over fish and algae, and have become the most popular biological indicators of river health. The Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (B-IBI) has a wide range of applications to river health assessment and restoration. Examining the relationships between B-IBI and human activities at the landscape scale is important for watershed management. Compared to local indicators, including physical and chemical factors, GIS (Geographic Information System) data have become increasingly convenient and accessible for landscape-scale assessments of the impacts of human activities on river ecosystems. The use of GIS data instead of direct field measurements is justified based on the assumption that the density of human disturbances is the primary factor contributing to changes in freshwater ecosystems. The relative status of river ecosystems can be predicted by focusing on the drivers of change, rather than field data. In this study, we focused on the relationship between landscape indices and B-IBI. Using environmental and

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2012ZX07501002002)

收稿日期: 2014-03-08; 网络出版日期: 2014-12-04

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liding@cees.ac.cn

biotic data from 66 sites within the Luan River Basin, the aims of the study were to develop groups of landscape indices and to explore which landscape index best reflected B-IBI results. Macroinvertebrate assemblages were collected using D-frame nets. Water chemistry and physical parameters were measured at the reach scale. In this study, eight relatively intact reference sites and eight sites showing signs of human impacts were selected to construct the B-IBI index. Reference and impacted sites were selected based on their physical habitat and chemical characteristics. The B-IBI was constructed using seven core parameters. Based on watershed land use, 13 landscape metrics were developed, including nine lumped metrics and four inverse-distance-weighted metrics. Using stepwise multiple linear regression, we compared the 13 landscape metrics to determine whether spatial proximity and the hydrological effects of land use could be used to account for additional variability in the B-IBI. The following results were obtained. First, the model of inverse-distance-weighted metrics had the highest adjusted R^2 (R-Square) (0.173). The land use percentage is a widely used index in previous studies. However, the percentage attributes of the whole watershed and buffers had little explanatory ability. Second, the percentage of agricultural land use was the only predictive variable in the models, indicating that agriculture is the human activity that causes the most serious declines in B-IBI. Third, the effects of agricultural fields increased with proximity to sampling site. Lumped attributes (i.e., percent land use) are often used to characterize the condition of catchments. However, they are not spatially explicit and do not account for the disproportionate influence of land located near watercourses or connected to them by overland flow. Our results show that watershed management should focus on agricultural impacts at the watershed scale and riparian zone protection at the reach scale.

Key Words: Landscape class; Landscape pattern; Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (B-IBI)

随着人类活动日益增强,淡水生态系统是受人类胁迫最严重的生态系统^[1],对淡水生态系统做出科学的监测和评价是管理与修复的前提。其中,在水生生物监测中,与鱼类、藻类相比,河流底栖动物具有种类多、分布广、能够对多种人为干扰作出响应等优势,成为河流生态系统评价中应用最为广泛的生物指标^[2]。在众多底栖动物指标中,底栖动物完整性指数(B-IBI, Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity)已被广泛应用于淡水生态系统水生态、水资源、水环境的研究与管理中^[3, 4],也成为近几年国内研究的热点^[5-9],而识别底栖动物完整性的影响因子对于河流生态系统管理和修复具有重要的现实意义。

底栖动物群落结构受制于所生存的生境特征,包括物理生境和水化学环境,而生境特征则受到流域尺度上自然因素和人为干扰因素的影响^[10]。根据完整性理论,流域的完整性对应于河流生态系统完整性,干扰强度越大,河流水生生物受损程度越高^[11]。基于此理论,越来越多的研究注重于流域土地利用引起的景观格局变化以及由这种变化导致的河流生态系统的影响研究^[12, 13]。流域景观格局变化,如农业用地和不透水面积的增加,可以通过影响水文过程进而改变河流水文情势、水化学环境条件以及河床底质组成,最后导致河流水生生物多样性降低^[14-16]。因此描述及量化流域景观类型及格局,对于探讨流域特征与河流底栖动物的关系具有重要的意义。

流域景观格局是景观生态学的主要研究对象之一,且景观生态学注重景观格局对于生态过程的影响,把人作为景观中的重要组分考虑^[17, 18]。通过分析流域景观格局与河流生物之间的关系,识别影响河流生态系统的关键景观类型及空间配置,探讨河流生态系统的退化机制,预测河流生态系统的退化程度,从而指导流域景观格局优化管理以及河流生态系统修复^[19]。另外,目前河流生态系统评价和河流健康评价中,对于大面积流域,需要基于大量采样点,以获取较为全面的信息,其中水生生物采集成本尤其较高。而基于地理信息系统获取流域景观特征具有以下优势:GIS数据比实地监测数据容易获取;以往研究表明流域景观特征与对应河流点位的环境、生物特征有较为密切的关系;景观指数更方便应用于流域规划与管理^[20]。

国外有些研究结果表明,流域景观类型是河流底栖动物多样性的良好预测指标^[21, 22],而另外一些研究则表明景观指标与底栖动物之间的关系较弱,不是河流生态系统的良好指示剂^[19, 20],而国内关于大尺度景观类

型及空间配置与大型底栖动物的关系研究相对较少^[23]。本研究以人类干扰强度较大的滦河流域为研究区,主要内容包括:1)大型底栖动物完整性评价;2)流域景观指数构建;3)分析不同景观指数与大型底栖动物完整性的关系,识别出关键的景观类型及空间配置,分析其应用及管理意义。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

滦河发源于内蒙古高原,中游经燕山地区,下游主要为平原,最后流入渤海湾,全长 885 km,途中有多条支流汇入(图 1),主要大型干、支流均常年有水。滦河流域总面积为 $5.8 \times 10^4 \text{ km}^2$,地处温带大陆性季风区,多年平均气温约为 7.6°C ,多年平均降水量约为 520 mm,降雨主要集中在 6—8 月份。流域内地形多样,人类活动强度呈现梯度特征,上游高原地区人口密度较小,人类活动强度较弱,中游丘陵地区人口密度增大,人类活动强度增加,下游平原地区人口密度最大,人类活动强度最强。

1.2 大型底栖动物采集

根据不同的人类活动强度特征,本研究在滦河干流及其主要支流选取了 66 个采样点(图 1),其中 2011 年 7 月份对 28 个样点采样一次,2012 年 5 月份和 9 月份对 38 个样点分别采样一次。大型底栖无脊椎动物采用 D 型网沿河流断面(水深处无法覆盖整个断面时,以采集到最大深度为标准)采集,采集范围尽可能覆盖该河段所有的生境类型(如激流、缓流、静水等)。所有采集到的生物及其它杂物综合为一个样品,现场采用 60 目网筛进行洗涤和筛洗,最后用 75% 酒精保存带回实验室分拣(经现场初步检查如有环节动物,用 10% 福尔马林处理)。送回实验室后,依据刘月英^[24]、Meritt^[25]、More^[26]等文献,将所采集的大型底栖无脊椎动物鉴定到最可能小的分类单元,大部分鉴定到种或者属,摇蚊类和一些环节动物和软体动物仅鉴定到科或者目。

1.3 物理生境和水质指标

在每个河段采集大型底栖动物时,对其采样断面设定 100 m 河段,上下游各 50 m,对于底质组成、河岸带土地利用百分比进行估算,同时采集水样。底质类型划分为巨砾(250—4000 mm)、鹅卵石(64—250 mm)、砾石(2—64 mm)、沙(0.06—2 mm)和泥(<0.06 mm)。河岸带土地利用分为农田和自然植被。水质指标中,电导率和溶氧采用 YSI Proplus(便携式水质分析仪)现场测定;同时采集水样,进行冰冻保存,并在 24 小时之内采用 WTW Photolab S12(滤色光度计)测定总氮、总磷和氨氮指标。

1.4 B-IBI 评价方法

本文中 B-IBI 评价方法主要参考了渠晓东等人的研究^[9],主要包括以下几个步骤:

第一步,参照点与受损点的筛选。选择指标包括底质组成、水质等级和河岸带植被组成。水质等级根据电导率、溶氧、总氮、总磷和氨氮共 5 项指标,采用单因子评价法进行水质等级划分(国家地表水环境质量标准,GB3838 2002),即 5 项水质指标中等级最低的指标决定水体水质等级(表 1)。

第二步,评价参数指标体系构建与筛选。基于 7 类候选参数,包括分类单元数、相对丰度、敏感和耐污类群、优势类群、功能摄食类群、生态型和多样性指数(表 2),通过候选参数分布范围检验、候选参数敏感性分析和候选参数间相关性检验筛选出核心参数。敏感性分析采用箱线图法,利用 Pearson 相关性分析,剔除相关

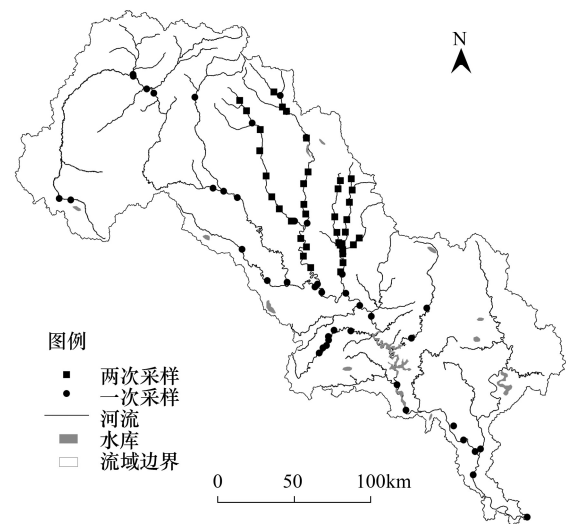


图 1 滦河流域 66 个采样断面分布(“■”采样两次,“▲”采样一次)

Fig.1 The distribution of 66 sampling sites in Luan River Basin (“■”Sampling twice, “▲”Sampling once)

性较高的参数($|r|>0.9$)。

表 1 参照点和受损点筛选

Table 1 Sieving of reference sites and impaired sites

样点 Sites	底质组成 Sediment composition	水质等级 Water quality classification	河岸带植被组成 Riparian landuse
参照点 Reference sites	粗粒物质% * = 1	≥ III 类	自然植被盖度>80%
受损点 Impaired sites	粗粒物质% < 50%	≤ IV 类	自然植被盖度<30%

* 粗粒物质%: 巨砾、鹅卵石和砾石三种类型底质所占比例

表 2 大型底栖动物完整性指数候选参数及对人类干扰的反应

Table 2 Candidate metrics for B-IBI and their response to human disturbance

序号 Number	候选参数 Candidate parameters	对干扰的反应 Response to disturbance
分类单元数 Taxa		
A1	总分类单元数	下降
A2	(蜉蝣目+襀翅目+毛翅目)分类单元数	下降
A3	蜉蝣目分类单元数	下降
A4	毛翅目分类单元数	下降
A5	端足目+软体动物分类单元数	下降
相对丰度 Relative abundance		
A6	蜉蝣目%	下降
A7	毛翅目%	下降
A8	(蜉蝣目+襀翅目+毛翅目)%	下降
A9	摇蚊科%	上升
A10	双翅目%	上升
A11	(端足目+软体动物)	上升
敏感和耐污类群 Tolerant and intolerant		
A12	敏感类群分类单元数	下降
A13	敏感类群%	下降
A14	耐污类群%	上升
优势类群 Dominant group		
A15	最优势类群%	上升
A16	最优势前三类群%	上升
功能摄食类群 Functional feeding group		
A17	滤食者%	上升
A18	刮食者%	下降
A19	直接收集者%	上升
A20	捕食者%	下降
A21	撕食者%	下降
生态型 Habitat		
A22	粘附者%	下降
A23	粘附者分类单元数	下降
多样性指数 Biodiversity Index		
A24	香农-维纳多样性指数	下降
A25	辛普森指数	下降
A26	BMWP 指数	下降
A27	ASPT 指数	下降
A28	BI 指数	上升

第三步,B-IBI 计算。对于每一个核心参数,采用比值法进行计分,分值区间为 0-1,最后采用累积加和的方法计算出 B-IBI^[6]。

以上步骤中,参照点和受损点的筛选选择指标选取 2012 年 9 月份监测数据,有两期采样数据的样点中,B-IBI 值取平均。

1.5 景观指数构建

本研究基于数字高程模型(Digital Elevation Model,DEM,30 m)与数字河网,采用 ArcGIS 中 ArcSWAT 模块根据采样断面划分子流域,由于同一段河流可能存在选取多个采样点的情况,所以上游采样点控制子流域包含于下游采样点控制子流域中。景观指数计算主要基于土地利用方式组成与空间配置提取,土地利用方式组成主要包括林地、草地、农田、农村居民地和城市居民地。土地利用数据来源于 2005 年 1:100000 土地利用数据(空间数据来源于国家基础地理信息中心)。参考以往研究^[27],本文主要构建了 13 种景观指数,主要包括百分比组成以及基于水流路径的反距离权重指数(表 3),每个指数计算结果为 5 种土地利用类型的百分比。在每个指数中,每种土地利用类型的百分比(%LU)计算公式如下:

$$%LU = \frac{\sum_{i=1}^n I(k) W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \times 100$$

其中, n 为栅格的个数,对于栅格 i ,如果栅格 i 是指定的土地利用类型, $I(k)$ 值为 1,而如果栅格 i 不是指定的土地利用类型, $I(k)$ 值为 0; W_i 为栅格 i 的权重。对于指数 P、B_500m、B_1000m、B_2000m、FL_500m、FL_1000m、FL_2000m、SP_1km1km 和 SP_1km10km,所有土地利用类型、不同位置的栅格权重相等,即 $W_i = 1$ 。而对于 iFLO_m、iFLS_m、iFLO_km 和 iFLS_km, W_i 为每个栅格基于水流路径的反距离权重,以 $(d+1)^{-1}$ 来表示。“水流路径长度(flow length)”在 Arcgis 里水文分析模块计算得出。其中,iFLO_m 和 iFLS_m 距离单位为米,而 iFLO_km 和 iFLS_km 距离单位为 km。

表 3 景观指数类型及定义

Table 3 The definitions of different landscape indices		
编号 NO.	代码 Code	定义/描述 Definition/Description
1	P	流域内土地利用百分比,土地利用类型包括林地、草地、农田、农村居民地、城市居民地
2	B_500m	欧氏距离缓冲区 500 m 内土地利用百分比
3	B_1000m	欧氏距离缓冲区 1000 m 内土地利用百分比
4	B_2000m	欧氏距离缓冲区 2000 m 内土地利用百分比
5	FL_500m	基于水流路径 500 m 缓冲区内土地利用百分比
6	FL_1000m	基于水流路径 1000m 缓冲区内土地利用百分比
7	FL_2000m	基于水流路径 2000 m 缓冲区内土地利用百分比
8	SP_1km1km	上游 1 km 缓冲区 1 km 内土地利用百分比
9	SP_1km10km	上游 10 km 缓冲区 1 km 内土地利用百分比
10	iFLO_m	基于水流路径的距离出水口反距离加权指数,距离单位为米(出水口为各采样点位置)
11	iFLS_m	基于水流路径的距离河流反距离加权指数,距离单位为米
12	iFLO_km	基于水流路径的距离出水口反距离加权指数,距离单位为千米
13	iFLS_km	基于水流路径的距离河流反距离加权指数,距离单位为千米

FL(Flow length,水流长度)、SP(Spatial,空间)、iFLO(inverted flow length to outlet,基于水流路径的距离出水口反距离)、iFLS(inverted flow length to outlet,基于水流路径的距离河流反距离)

1.6 统计分析方法

基于多元线性逐步回归模型,建立 13 个线性回归模型,分析景观指数与 B-IBI 之间的关系,对于每一个模型,至少有一个解释变量达到显著性($P<0.5$),以调整 R^2 来判断景观指数对于 B-IBI 的解释度。

2 结果

2.1 B-IBI 评价

根据筛选标准,共选择参照点 8 个和受损点 8 个。采用箱形图对所有大型底栖动物候选参数敏感性进行分析(图 2),结果表明总分类单元数、EPT(蜉蝣目、襀翅目和毛翅目)分类单元数、蜉蝣目分类单元数、毛翅目分类单元数、敏感类群分类单元数、最优势前三类群%、粘附者%、粘附者分类单元数、香农-维纳多样性指数、BMWP(Biological Monitoring Working Party)指数和 ASPT(Average Score Per Taxon)指数在参照点和受损点之间具有差异性,且符合箱形图判断法。对这 11 个参数进行相关性分析,将相关系数 $|r|>0.9$ 的指标,结合生态学意义明显、更容易计算等原则,进一步筛选,核心指数筛选结果为:总分类单元数、蜉蝣目分类单元数、敏感类群分类单元数、最优势前三类群%、粘附者%、香农-维纳多样性指数和 ASPT 指数。采用比值法对每个核心参数进行评分,分值区间为 0-1,最后对 7 个参数评分进行加和,最后采用累积加和的方法计算出 B-IBI,因此指数的理论范围为 0-7,值越小代表河流健康状况越差,反之则越好。在比值法计算中,关键参数与计算公式见表 4。

表 4 核心参数及计算公式
Table 4 Formula for calculating of the core attributes

生物参数 Attributes	计算公式 Equations
总分类单元数 Total Taxa	总分类单元数/19
蜉蝣目分类单元数 Ephemeroptera Taxa	蜉蝣目/6.3
敏感类群分类单元数 Intolerant taxa	敏感类群分类单元数/6.3
粘附者% Clingers%	粘附者%/0.82
香农-维纳多样性指数 Shannon-Wiener index	(0.99-香农-维纳多样性指数)/(0.99-0.61)
ASPT(Average Score Per Taxon)	ASPT/6.87

2.2 景观指数计算结果

本研究计算了 13 种景观指数,图 3 和图 4 展示了部分指数示意图及关键的计算过程。图 3a 和图 3b 是最为常用的全流域和缓冲区 1 km 土地利用百分比,图 3c 为水流长度 1 km 以内的土地利用百分比,是对图 3b 中欧式距离缓冲区土地利用百分比进行了改进,因为以基于水流路径的水流长度来计算物质和能量到河流的迁移距离更符合水文过程,可以看出,图 3b 和图 3c 的缓冲区边界存在差异,一个较为规整平滑,而另一个为不规则锯齿状。图 3d 为距离样点上游 10 km、河道 1 km 的缓冲区以内土地利用分布。

图 4 为计算反距离权重指数过程中的权重图层,距离为水流路径。其中图 4a 和图 4c 为距离样点的水流路径、图 4b 和图 4c 为距离河流的水流路径,可以看出图 4a 和图 4c 高值区分布在样点附近,表示距离样点越近地表过程影响越大,而图 4b 和图 4c 的高值区分布在河流沿线附近,表示距离河流越近地表过程影响越大。图 4a 和图 4b 反距离图层计算中所采用的距离单位为米,图 4c 和图 4d 反距离图层计算中所采用的距离单位为千米,可以看出距离单位的不同会引起计算结果的差异。如图 4a 中低值区范围较大,高值区分布较为集中,而图 4a 低值区在图 4c 中对应的区域范围内,权重值空间差异性较大。

为了比较不同指数计算结果的差异性,以代表性流域(本文中代表性流域为同一个子流域)计算结果为例进行比较(图 5)。结果表明,林地和农田两种类型计算结果差异性较大,因为林地和农田是主要的土地利用类型,在空间分布具有差异性,如河流周围农田在不同的缓冲区内分布不均匀(图 3, b)。反距离权重指数考虑了农田在不同的位置对于河流环境和水生生物具有不同的作用,因此与简单的百分比有较大差异,且 4 个反距离权重指数中农田百分比均高于指数“P”中农田百分比,说明农田分布在距离河流或采样点较近距离的范围内造成了反距离权重指数中农田百分比比较高,与农田在缓冲区 500 m、1000 m 和 2000 m 内百分比逐渐降低趋势一致。

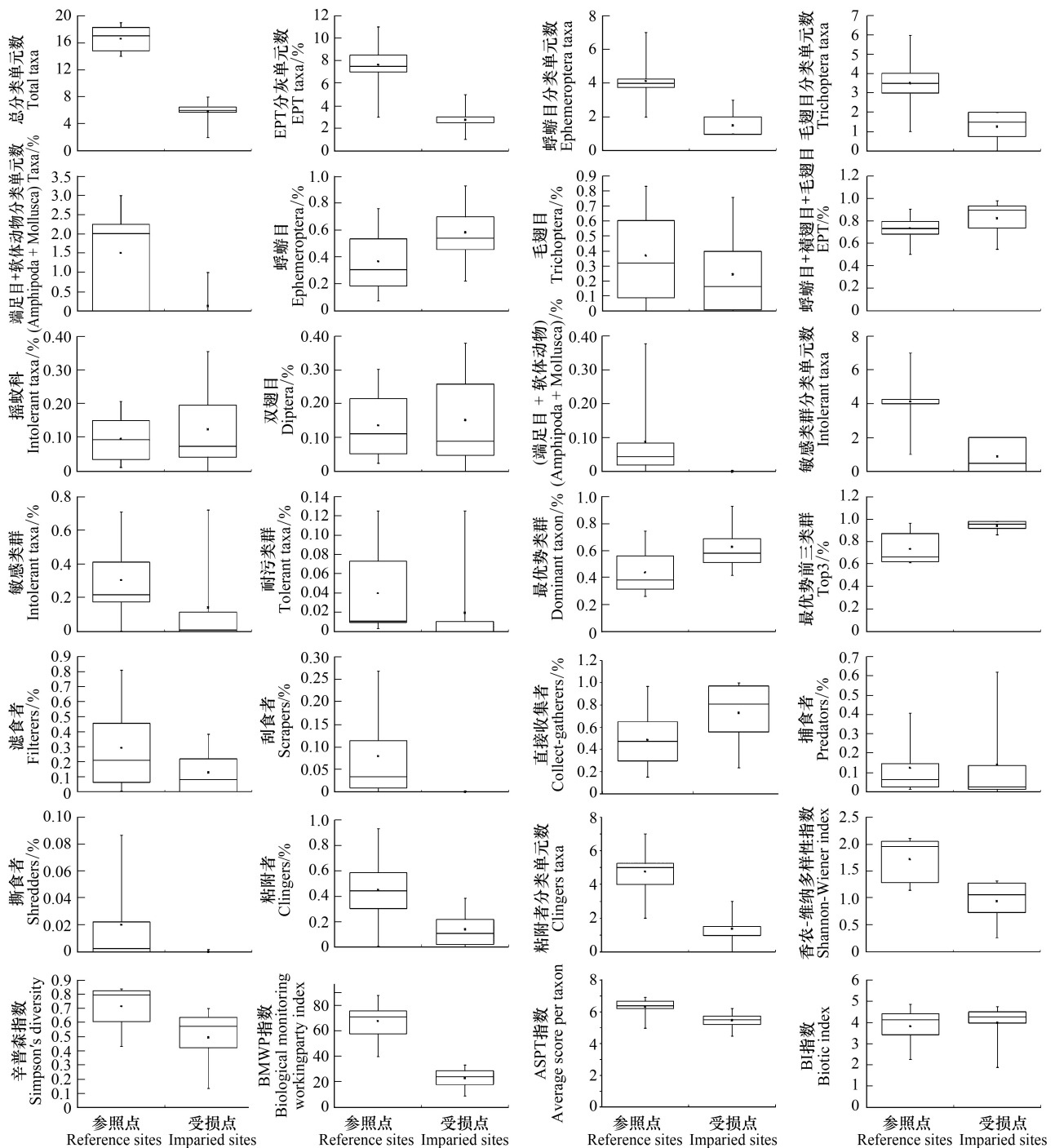


图2 参照点与受损点生物参数箱线图(箱体:25%—75%;上下端:最小值、最大值;■:平均值)

Fig.2 Box plots of attributes in reference and impaired sites Box: 25%—75%; Distribution range: Min, Max; ■: Mean. EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera. BMWP: Biological Monitoring Working Party Score System. ASPT: Average Score Per Taxon. BI: Biotic Index
EPT(蜉蝣目 Ephemeroptera、翅目 Plecoptera、和毛翅目 Trichoptera 的分类单元数)、BMWP(Biological Monitoring Working Party Score System, BMWP 指数)、ASPT(Average Score Per Taxon, ASPT 指数)、BI(Biotic Index, BI 指数)

2.3 景观指数与 B-IBI 分析

基于多元线性逐步回归模型,分析 13 种景观指数与 B-IBI 之间的关系,以调整 R^2 表示景观指数的解释度(表 5)。如果调整 R^2 小于 0.1,说明景观指数解释度较低,该模型将不予考虑。结果表明,比较传统的指数,包括流域土地利用百分比和缓冲区土地利用百分比都不能较好地解释大型底栖动物完整性。根据模型显

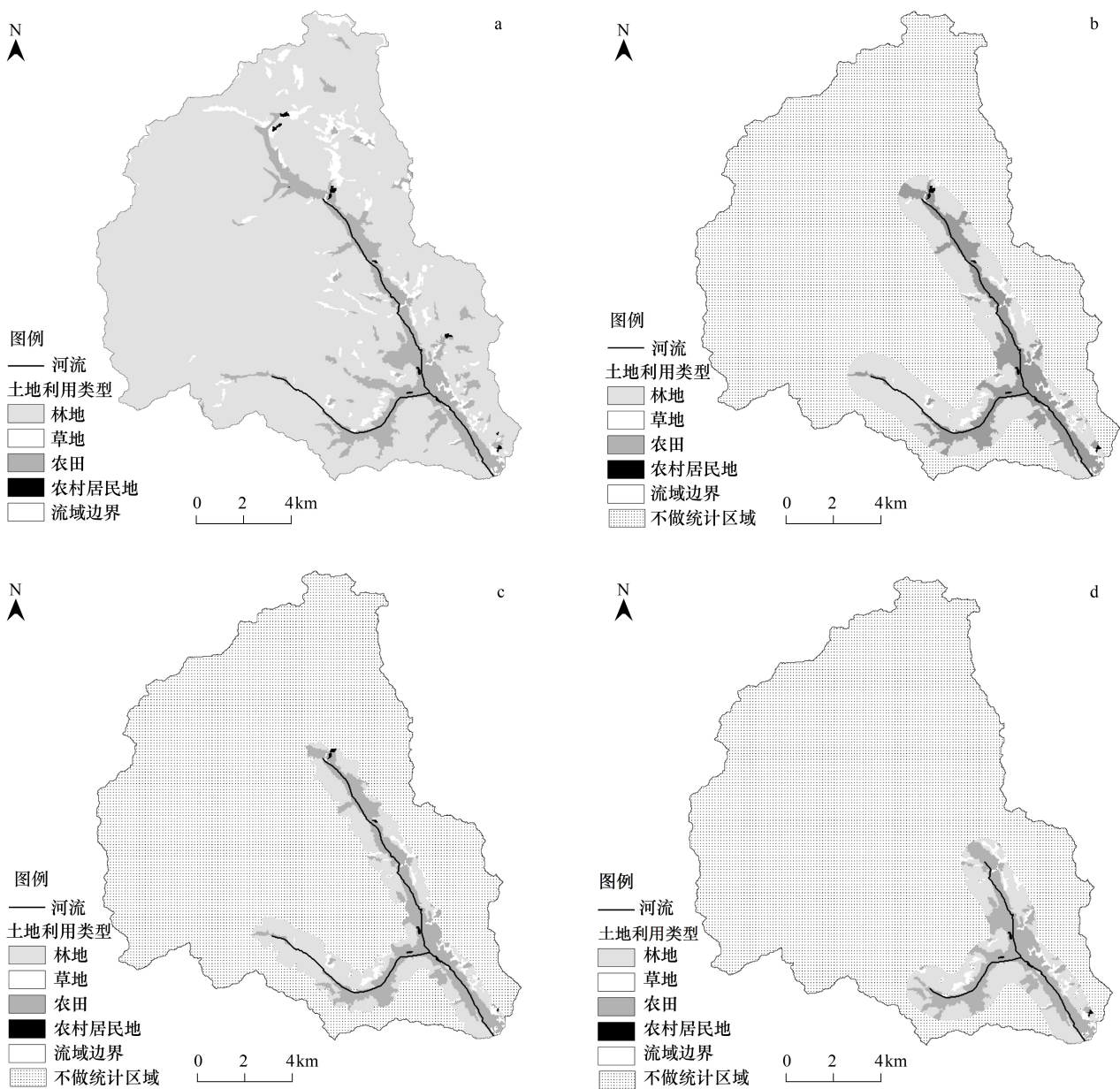


图3 代表性流域景观指数示意图(代表性流域为其中的一个子流域)

Fig.3 Sketch Map of landscape indices in representative catchment (the sub-catchment of a given site)

a) P(流域内土地利用百分比); b) B_1000m(欧氏距离缓冲区 1000m 内土地利用百分比); c) FL_1000m(基于水流路径 1000m 缓冲区内土地利用百分比); d) SP_1km10km(上游 10km 缓冲区 1km 内土地利用百分比)

著性,能较好地解释 B-IBI 的指数为 FL_1000m、FL_2000m、SP_1km10km、iFLO_m、iFLO_km 和 iFLS_km。以 R^2 作为判断依据,景观指数解释能力从大到小依次为:iFLO_km > iFLO_m > FL_2000m > SP_1km10km > iFLS_km > FL_1000m。解释能力最高的指数为距离出水口的反距离权重指数,说明 B-IBI 不只受到缓冲区内农田的影响,而是受到全流域农田的影响,距离样点越近的农田影响越大。在所有具有显著性的回归模型中,“农田%”是最重要的预测变量,且均达到了显著性。

3 讨论

在以往的研究当中,由于 GIS 数据容易获取、计算方法简易等优点,流域及缓冲区土地利用百分比是最为

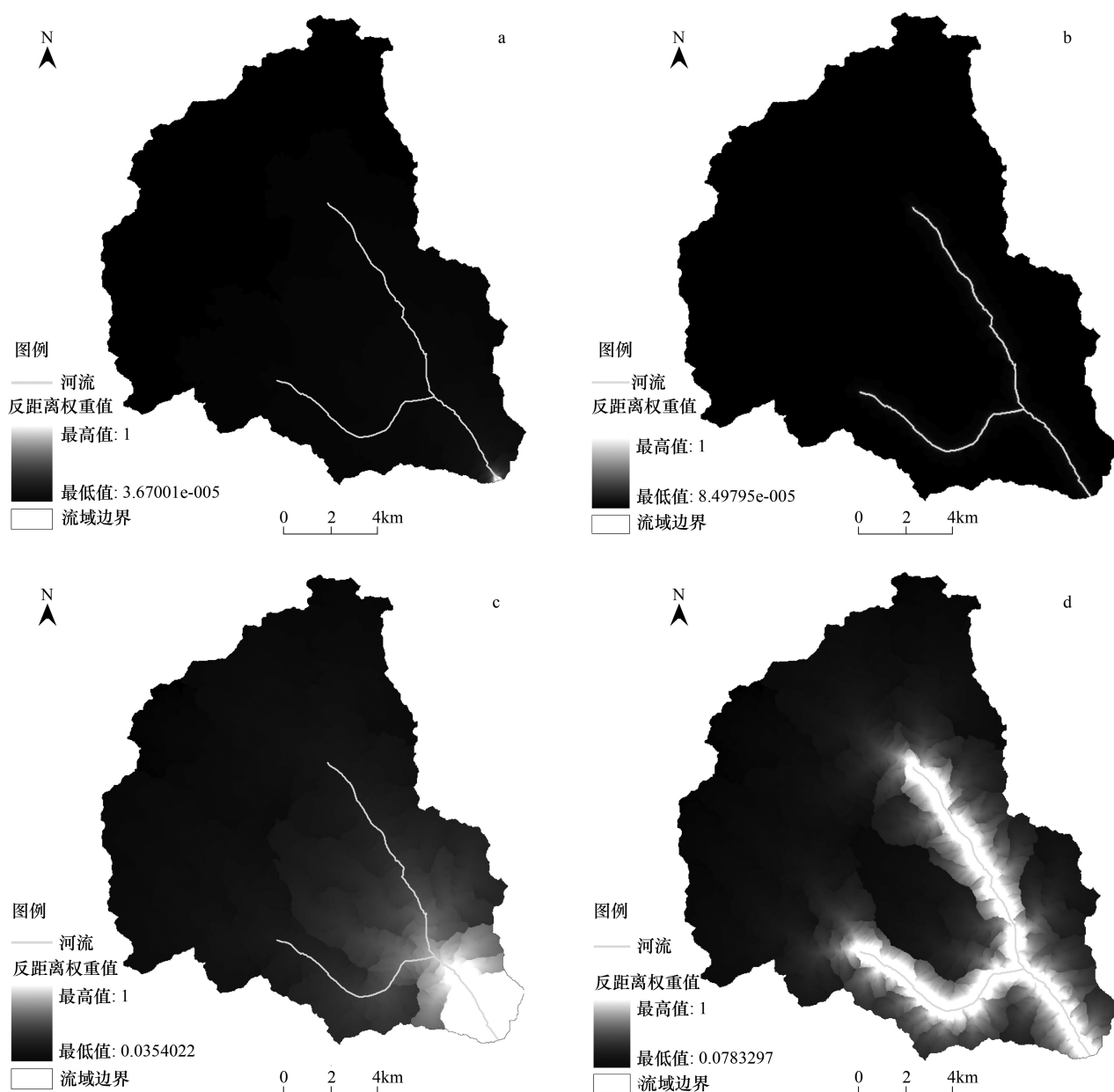


图 4 基于水流路径的反距离权重指数计算过程中的权重图层 Fig.4 The weight layers of the inverse-distance-weighted metric (based on flow length)

a) iFLO_m (以米为单位距离出水口反距离权重指数); b) iFLS_m (以米为单位距离河流反距离权重指数); c) iFLO_km (以千米为单位距离出水口反距离权重指数); d) iFLS_km (以千米为单位距离河流反距离权重指数)

常用的景观指数。但百分比指数假定了流域内每一部分的权重是相等的,没有考虑到同一种土地利用类型在距离河流不同位置对于河流的影响具有空间差异性。而对于河流环境和生物,较近距离范围内流域景观类型及配置通过能量和物质迁移对河流生态系统具有较大的影响,而这种较近距离范围内或缓冲区内的景观类型及配置可以用景观格局指数来表达。在本研究中,除 P 指数外,其余指数均考虑了缓冲区内景观格局配置的作用。其中,缓冲区内景观格局指数包括 B_500m、B_1000m、B_2000m、FL_500m、FL_1000m、FL_2000m、SP_1km1km 和 SP_1km10km,这些指数没有考虑缓冲区以外的景观类型和人类活动强度,但部分缓冲区指数比 P 指数有较好的优越性(FL_1000m、FL_2000m、SP_1km10km),说明滦河流域河流生态系统主要受到有限距离景观配置的影响,对于精确的范围还需要进一步研究。

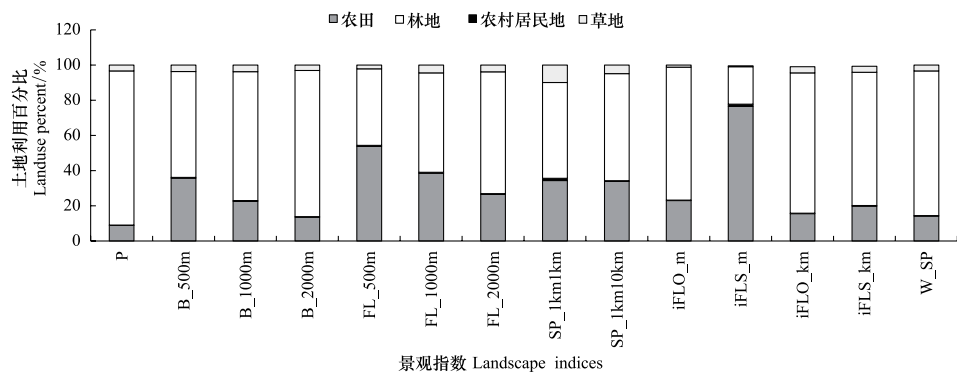


图5 13种景观指数计算结果比较

Fig.5 Comparison of the results of 13 indices

FL(Flow length, 水流长度)、SP(Spatial, 空间)、iFLO(inverted flow length to outlet, 基于水流路径的距离出水口反距离)、IFLS(inverted flow length to outlet, 基于水流路径的距离河流反距离)

表5 景观指数与 B-IBI 多元线性逐步回归结果

Table 5 Stepwise multiple regression results of landscape indices on B-IBI

景观指数 Landscape Index	R^2	调整 R^2 Adjusted R^2	显著性 Significance	预测变量 Predictive variable
FL_1000m	0.128	0.114	**	(-) ^a 农田% **
FL_2000m	0.154	0.141	**	(-) 农田% **
SP_1km10km	0.136	0.122	**	(-) 农田% **
iFLO_m	0.185	0.172	**	(-) 农田% **
iFLO_km	0.186	0.173	**	(-) 农田% **
iFLS_km	0.134	0.120	**	(-) 农田% **

** $P<0.001$; a 回归系数的正负性; FL(Flow length, 水流长度)、SP(Spatial, 空间)、iFLO(inverted flow length to outlet, 基于水流路径的距离出水口反距离)、IFLS(inverted flow length to outlet, 基于水流路径的距离河流反距离)

基于距离衰减函数,距离加权指数考虑了同一种土地利用类型在流域中不同位置对于河流的贡献差异^[28]。一些研究表明“距离-权重”指数相比于百分比指数对鱼类^[29]、营养物质^[30]、底栖动物^[31]提高了预测能力。本研究结果也表明基于距离河流的水流路径的反距离权重指数(iFLO_m和iFLO_km)对于底栖动物完整性的解释能力最好,其次为基于水流路径的缓冲区和局部区域的土地利用百分比指数(FL_1000m、FL_2000m和SP_1km10km),全流域及欧氏距离缓冲区内土地利用百分比解释能力最差,这对于以后的“土地利用-底栖动物”关系研究方面具有一些参考价值。以往的研究发现,不同的反距离权重指数对于响应变量的解释度不同,这取决于反距离权重指数与物理、化学、生物过程的联系紧密程度以及这些过程与响应变量的联系程度^[31]。一些研究表明反距离权重指数比百分比指数更能解释鱼类群落,因为从生态学角度,鱼类分布一般反映了多尺度环境效应,从流域、河岸带到河道内生境^[29]。由于底栖动物生活史一般较短且移动性较差,对出水口点的反距离权重指数可能更适合解释底栖动物的分布。

但是,根据表5中回归模型中调整 R^2 ,总体上景观指数对于B-IBI的解释能力较差,可能包括以下几方面原因:1)底栖动物更容易受到几个关键的局地尺度因子影响,而这些关键的局地尺度因子与流域尺度因子关系较弱,从而影响了流域尺度因子的预测能力^[20],如Leonard通过对比局地、景观和区域三种尺度因子对于底栖动物的解释量,结果表明局地物理和化学因子对于解释量的贡献度最高,而流域土地利用解释量只有11%;2)环境梯度和人类活动梯度需要综合考虑^[20],流域特征同时包括自然环境梯度和人类环境梯度,两者共同影响河流环境和水生生物,但由于两者耦合机制较为复杂,目前还较少有研究同时考虑这两方面因素的影响^[32-33];3)河流等级的影响,有些研究表明底栖动物丰度与流域大小成正比^[32],而有些研究结果表明中等河流中底栖动物丰度达到最大^[34],本研究流域中河流等级不统一,水面宽度从几米到几十米,这种河流等级

及大小差异可能会影响到“景观-底栖动物”的相关关系;4) 人类胁迫因子和水生生物多样性之间可能不是简单的线性关系^[32], 采用线性回归难以表达;5) 不同的生物指数, 如物种种类指数和物种相对丰度指数, 结构性指数和功能性指数等, 由于对人类胁迫响应程度不同, 因此有学者建议指数组合比单一指数更能反映出人类活动的胁迫^[32], 本文采用的是综合性指数, 因此可能需要进一步分析景观类型及格局对于其他底栖动物指标的影响, 才能够更深入的了解“景观-底栖动物”之间的关系;6) 大尺度上景观格局与底栖动物群落的关系比较复杂, 需要与底栖动物最为关键的生态过程, 这种生态过程采用什么景观指数需要进一步研究^[35]。7) 流域人类干扰强度较大, 尤其是点源污染, 会严重干扰单纯由景观格局带来的河流环境及生物多样性变化, 在野外监测中发现, 部分河段有明显的点源排放特征;8) 河网和土地利用的数据精度问题, 如有些河段河岸带宽度不到 30 m, 如果空间数据精度较低, 河岸带的属性计算将会出现偏差^[27], 景观指数计算的误差会导致相关关系结果的不同。除以上原因外, 由于全流域数据样本有限, 本文中所用生物数据采样时间不一致, 没有考虑到底栖动物的季节变化给 B-IBI 评价结果带来的影响, 对“景观格局-B-IBI”关系研究会带来一定的影响, 在以后的研究中需要进一步改进。

本研究表明, 农田是影响 B-IBI 的最重要的土地利用类型, 而距离采样点近的农田影响程度更大。早有研究表明流域农业土地利用百分比增加容易引起面源污染和水土流失加剧, 引起河流水体污染、栖息地质量下降, 如农药化肥污染、河床泥沙量增加等, 从而导致生物多样性下降^[13, 36]。河岸带农业土地利用增加会导致林草地减少, 林地的消失会减少树叶等有机物的输入, 夏季水温上升、河岸不稳定性增加^[13]。Jun^[37] 通过对比两条河流 (一个流域植被为原始森林, 一个流域内农田密度较高) 大型底栖无脊椎动物群落, 发现农田密度较高的流域主要通过水土流失的方式对河流底质产生影响, 从而降低了大型底栖无脊椎动物多样性。国内研究中, 吴璟对我国苕溪河流域研究结果表明, 大型底栖动物完整性与流域内农田百分比呈负相关关系^[23]。邵卫伟^[38] 研究表明农田比例是影响底栖动物分布的关键环境胁迫因子。因滥砍乱伐、陡坡开荒等因素, 滦河流域由于土壤侵蚀增加带来入河泥沙量、营养物质含量增加^[39, 40]。另外, 滦河流域没有严格实施的河岸带管理措施, 较多河段河岸带被耕种成农田, 流域及河岸带农田的增加共同导致了河流环境下降。因此应加强流域农田、尤其是距离河流较近的农田管理, 采取合适的工程措施和管理措施。工程措施包括植被过滤带和人工湿地等, 管理措施包括养分管理、耕作管理和景观管理等^[41]。

在“流域景观格局-河流生物”关系研究中, 以往研究多以景观指标为自变量, 生物指标作为因变量, 采用相关、回归分析、排序分析等经验统计方法来分析、预测河流生物对流域景观格局的响应^[12]。与经验模型相对应的是过程机理模型, 它需要对生态过程有很好的了解且能够用数学模型进行量化, 在实际应用中受到了一定的限制: 数据量要求过多, 模型运算复杂且运算灵敏度较高。本文中考虑空间因素的景观格局指数相对于百分比指数有一定的优越性, 较机理模型简单易行, 较好地描述了流域景观格局, 而且可以在任何一个流域进行使用。

4 结论

本研究通过 B-IBI 评价和构建 13 种景观指数, 基于多元线性逐步回归模型, 分析了不同景观指数对于 B-IBI 的解释能力。研究结果表明基于水流路径的反距离权重指数对于底栖动物完整性的解释能力最好, 其次为基于水流路径的缓冲区和局部区域的土地利用百分比指数, 全流域及欧氏距离缓冲区内土地利用百分比解释能力最差。农田是影响 B-IBI 最重要的景观类型, 这对于滦河流域及河岸带管理具有一定的参考意义。

参考文献 (References):

- [1] Olson D M, Dinerstein E, Powell G V N, Wikramanayake E D. Conservation biology for the biodiversity crisis. *Conservation Biology*, 2002, 16 (1): 1-3.
- [2] Strayer D L, Dudgeon D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1): 344-358.

- [3] Fore L S, Karr J R, Wisseman R W. Assessing invertebrate responses to human activities; evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 212-231.
- [4] Klemm D J, Blocksom K A, Thoeny W T, Fulk F A, Herlihy A T, Kaufmann P R, Cormier S M. Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the Mid-Atlantic Highlands region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 78(2): 169-212.
- [5] 王备新, 杨莲芳, 胡本进, 单林娜. 应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康. *生态学报*, 2005, 25(6): 1481-1490.
- [6] 张远, 徐成斌, 马溪平, 张铮, 王俊臣. 辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 919-927.
- [7] 李强, 杨莲芳, 吴璟, 王备新. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康. *环境科学*, 2007, 28(9): 2141-2147.
- [8] 霍堂斌, 崔晓文, 姜作发, 于洪贤. 应用大型底栖动物完整性指数评价海拉尔河健康. *生态学杂志*, 2013, 32(9): 2510-2516.
- [9] 渠晓东, 刘志刚, 张远. 标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数. *生态学报*, 2012, 32(15): 4661-4672.
- [10] Frissell C A, Liss W J, Warren C E, Hurley M D. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 1986, 10(2): 199-214.
- [11] Karr J R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 221-234.
- [12] 赵彦伟, 汪思慧, 于磊, 李敏, 张远. 流域景观格局变化的河流生物响应研究进展. *生态学杂志*, 2010, 29(6): 1228-1234.
- [13] 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.
- [14] Moore A A, Palmer M A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 2005, 15(4): 1169-1177.
- [15] Morse C C, Huryn A D, Cronan C. Impervious surface area as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2003, 89(1): 95-127.
- [16] Utz R M, Hilderbrand R H, Boward D M. Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators*, 2009, 9(3): 556-567.
- [17] 傅伯杰, 吕一河. 生态系统评估的景观生态学基础. *资源科学*, 2006, 28(4): 5-5.
- [18] 陈利顶, 刘洋, 吕一河, 冯晓明, 傅伯杰. 景观生态学中的格局分析: 现状、困境与未来. *生态学报*, 2008, 28(11): 5521-5531.
- [19] Sandin L, Johnson R K. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology*, 2004, 19(5): 501-514.
- [20] Heino J, Mykrä H, Kotanen J. Weak relationships between landscape characteristics and multiple facets of stream macroinvertebrate biodiversity in a boreal drainage basin. *Landscape Ecology*, 2008, 23(4): 417-426.
- [21] Törnblom J, Angelstam P, Degerman E, Henrikson L, Edman T, Temnerud J. Catchment land cover as a proxy for macroinvertebrate assemblage structure in Carpathian Mountain streams. *Hydrobiologia*, 2011, 673(1): 153-168.
- [22] Roth N E, Allan J D, Erickson D L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 1996, 11(3): 141-156.
- [23] 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.
- [24] 刘月英, 张文珍, 王跃先, 王恩义. 中国经济动物志-淡水软体动物. 北京: 科学出版社, 1979: 74-126.
- [25] Beauger A, Lair N, Reyes-Marchant P, Peiry J L. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia*, 2006, 571(1): 63-76.
- [26] Morse J C, Yang L F, Tian L X. *Aquatic Insects of China Useful for Monitoring Water Quality*. Nanjing: Hohai University Press, 1994.
- [27] Peterson E E, Sheldon F, Darnell R, Bunn S E, Harch B D. A comparison of spatially explicit landscape representation methods and their relationship to stream condition. *Freshwater Biology*, 2011, 56(3): 590-610.
- [28] King R S, Deluca W V, Whigham D F, Marra P P. Threshold effects of coastal urbanization on *Phragmites australis* (common reed) abundance and foliar nitrogen in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*, 2007, 30(3): 469-481.
- [29] Van Sickle J, Johnson C B. Parametric distance weighting of landscape influence on streams. *Landscape Ecology*, 2008, 23(4): 427-438.
- [30] Poor C J, McDonnell J J, Bolte J. Testing the hydrological landscape unit classification system and other terrain analysis measures for predicting low-flow nitrate and chloride in watersheds. *Environmental Management*, 2008, 42(5): 877-893.
- [31] Johnson T E, McNair J N, Srivastava P, Hart D D. Stream ecosystem responses to spatially variable land cover: an empirically based model for developing riparian restoration strategies. *Freshwater Biology*, 2007, 52(4): 680-695.
- [32] Heino J, Mykrä H, Hämäläinen H, Aroviita J, Muotka T. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 2007, 52(9): 1846-1861.

- [33] Abellán P, Bilton D T, Millán A, Sánchez-Fernández D, Ramsay P M. Can taxonomic distinctness assess anthropogenic impacts in inland waters? A case study from a Mediterranean river basin. *Freshwater Biology*, 2006, 51(9): 1744-1756.
- [34] Malmqvist B, Hoffsten P O. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 2000, 150(1): 29-54.
- [35] Strayer D L, Beighley R E, Thompson L C, Brooks S, Nilsson C, Pinay G, Naiman R J. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 2003, 6(5): 407-423.
- [36] Sponseller R A, Benfield E F, Valett H M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 2001, 46(10): 1409-1424.
- [37] Jun Y C, Kim N Y, Kwon S J, Han S C, Hwang I C, Park J H, Won D H, Byun M S, Kong H Y, Lee J E, Hwang S J. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 2011, 47(S1): 35-49.
- [38] 邵卫伟, 张勇, 于海燕, 韩明春, 王备新. 不同土地利用对溪流大型底栖无脊椎动物群落的影响. *环境监测管理与技术*, 2012, 24(3): 18-23.
- [39] 李海东, 宋秀清, 周亚岐. 水土保持措施对滦河流域径流、泥沙的影响研究(一). *海河水利*, 2004, (1): 18-20.
- [40] 李海东, 宋秀清, 周亚岐. 水土保持措施对滦河流域径流、泥沙的影响研究(二). *海河水利*, 2004, (2): 23-24.
- [41] 孙棋棋, 张春平, 于兴修, 李建华, 张永坤, 高燕. 中国农业面源污染最佳管理措施研究进展. *生态学杂志*, 2013, 32(3): 772-778.