

中国百种杰出学术期刊
中国精品科技期刊
中国科协优秀期刊
中国科学院优秀科技期刊
新中国 60 年有影响力的期刊
国家期刊奖

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica

(Shengtai Xuebao)

第 30 卷 第 23 期
Vol.30 No.23
2010



中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 30 卷 第 23 期 2010 年 12 月 (半月刊)

目 次

1940—2002 年长江中下游平原乡村景观区域中耕地类型及其土壤氮磷储量的变化	武俊喜,程 序,焦加国,等 (6309)
海洋生态资本概念与属性界定	陈 尚,任大川,李京梅,等 (6323)
海洋生态资本价值结构要素与评估指标体系	陈 尚,任大川,夏 涛,等 (6331)
黔中喀斯特山区退化生态系统生物量结构与 N、P 分布格局及其循环特征	杜有新,潘根兴,李恋卿,等 (6338)
长白山阔叶红松林林地槭属树木木生真菌的群落组成和分布	魏玉莲,戴玉成,袁海生,等 (6348)
内蒙古退化荒漠草原土壤细菌群落结构特征	吴永胜,马万里,李 浩,等 (6355)
盐度对尖瓣海莲幼苗生长及其生理生态特性的影响	廖宝文,邱凤英,张留恩,等 (6363)
基于树轮火疤塔河蒙克山樟子松林火灾的频度分析	胡海清,赵致奎,王晓春,等 (6372)
不同农业景观结构对麦蚜种群动态的影响	赵紫华,石 云,贺达汉,等 (6380)
黑河中游荒漠灌丛斑块地面甲虫群落分布与微生境的关系	刘继亮,李锋瑞,刘七军,等 (6389)
刺槐树冠光合作用的空间异质性	郑 元,赵 忠,周 慧,等 (6399)
南海北部夏季基础生物生产力分布特征及影响因素	宋星宇,刘华雪,黄良民,等 (6409)
怒江三种裂腹鱼属鱼类种群遗传结构	岳兴建,汪登强,刘绍平,等 (6418)
大型水生植物对重金属的富集与转移	潘义宏,王宏镔,谷兆萍,等 (6430)
依据大规模捕捞统计资料分析东黄渤海白姑鱼种群划分和洄游路线	徐兆礼,陈佳杰 (6442)
正交试验法分析环境因子对苦草生长的影响	朱丹婷,李铭红,乔宁宁 (6451)
基于中分辨率 TM 数据的湿地水生植被提取	林 川,官兆宁,赵文吉 (6460)
基于 CVM 的三江平原湿地非使用价值评价	敖长林,李一军,冯 磊,等 (6470)
耕地易地补充经济补偿的生态价值——以江阴市和兴化市为例	方 斌,杨 叶,郑前进,等 (6478)
自然旅游地居民自然保护态度的影响因素——中国九寨沟和英国新森林国家公园的比较	程绍文,张 捷,徐菲菲 (6487)
基于 PSR 方法的区域生态安全评价	李中才,刘林德,孙玉峰,等 (6495)
灌浆期高温对水稻光合特性、内源激素和稻米品质的影响	滕中华,智 丽,吕 俊,等 (6504)
秦岭北坡不同生境栓皮栎实生苗生长及其影响因素	马莉薇,张文辉,薛瑶芹,等 (6512)
子午岭三种生境下辽东栎幼苗定居限制	郭 华,王孝安,朱志红 (6521)
温度、盐度对龟足胚胎发育和幼虫生长的联合影响	饶小珍,林 岗,张殿彩,等 (6530)
锡林郭勒盟气候干燥度的时空变化规律	王海梅,李政海,韩国栋,等 (6538)
北京市水足迹及农业用水结构变化特征	黄 晶,宋振伟,陈 阜 (6546)
延安北部丘陵沟壑区退耕还林(草)成效的遥感监测	孙智辉,雷延鹏,卓 静,等 (6555)
冰川前缘土壤微生物原生演替的生态特征——以乌鲁木齐河源 1 号冰川为例	王晓霞,张 涛,孙 建,等 (6563)
储藏方式和时间对三峡水库消落区一年生植物种子萌发的影响	申建红,曾 波,施美芬,等 (6571)
云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤 C、N、P 化学计量特征	刘万德,苏建荣,李帅锋,等 (6581)
青藏高原高寒矮蒿草草甸碳增汇潜力估测方法	曹广民,龙瑞军,张法伟,等 (6591)
基于 CEVSA2 模型的亚热带人工针叶林长期碳通量及碳储量模拟	顾峰雪,陶 波,温学发,等 (6598)
太原盆地土壤呼吸的空间异质性	张义辉,李洪建,荣燕美,等 (6606)
专论与综述	
热带森林碳汇或碳源之争	祁承经,曹福祥,曹受金 (6613)
景观对河流生态系统的影响	欧 洋,王晓燕 (6624)
自由空气中臭氧浓度升高对大豆的影响	杨连新,王云霞,赵秩鹏,等 (6635)
研究简报	
基于生态系统服务价值的区域生态补偿——以山东省为例	王女杰,刘 建,吴大千,等 (6646)
鹤伴山国家森林公园土壤甲螨群落结构	许士国,付荣恕 (6654)
栓皮栎人工林树干液流对不同时间尺度气象因子及水面蒸发的响应	桑玉强,张劲松,孟 平,党宏忠,等 (6661)
赤眼蜂发育速率对梯度恒温的响应	陈洪凡,岑冠军,黄寿山 (6669)
学术信息与动态	
GIS 和遥感技术在生态安全评价与生物多样性保护中的应用	李文杰,张时煌 (6674)
期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 374 * zh * P * ¥70.00 * 1510 * 42 * 2010-12	

景观对河流生态系统的影响

欧 洋, 王晓燕*

(首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048)

摘要:从景观的视角研究河流生态系统,是目前河流生态学中受到广泛关注且发展迅速的内容之一。流域内多尺度景观强烈影响河流的理化及生物特征,已成为共识,但有关量度、整合景观与河流生态系统二者之间联系的理论体系与方法的建立尚处于起步阶段。对景观组成与空间格局影响河流生态系统的机制与途径进行了系统总结,提出了该领域研究中的主要难题,即如何识别景观中人为因素和自然因素的协变现象,如何衡量多空间尺度景观对河流生态系统的交互影响,如何理解景观阈值的不确定性。为克服当前研究面临的困难与挑战,填补已有知识的不足,提出今后研究的重点方向:河流景观分类系统的改进;更具代表性时空数据的采集;新型景观指标的开发与应用;微观尺度数据与宏观尺度数据的整合等。

关键词:景观;河流生态系统;流域水文;空间尺度;土地利用

Review of the influence of landscapes on stream ecosystems

OU Yang, WANG Xiaoyan*

College of Resources, Environment & Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China

Abstract: Understanding and measuring the key landscape factors and how they influence the characteristics of river ecosystems has been a central focus of those who study, manage, and use river systems. The development of assessment methods for lotic ecosystems, combined with advances in geographic information systems (GIS) and spatial analysis has resulted in a rapidly expanding literature linking land use to river response. Hundreds of studies provide strong evidence that increases in agricultural and urban land is frequently a predictor of a degraded state of the stream condition. Higher inputs of sediments, nutrients, and pesticides accompany increasing the extent of agricultural land within catchments. Major changes associated with increased urban land area include increases in the amounts and variety of pollutants in runoff, more erratic hydrology, increased water temperature and reduction in channel morphology and habitat. Recent studies in landscape ecology have paid particular attention to the spatial structure of landscapes in examining the relationships between land uses and river systems. From landscape ecological perspectives, the landscape pattern and other landscape information may play an important role in determining natural habitats, hydrological processes, energy flow and nutrient cycles. Although it has been recognized for some time that physicochemical and biological characteristics of rivers are strongly influenced by landscape within the surrounding watershed at multiple scales, the development of conceptual frameworks and tools for measuring and synthesizing such linkages is a relatively recent approach. Understanding the pathways and mechanisms through which land use influences stream conditions is aided by the comparative and empirical approaches that are the focus of this review; yet, such knowledge at present is extremely limited. Empirical associations between land use and stream response only succeed to varying in implicating influence pathways. In synthesizing these studies, three key challenges are identified for studying and managing landscape-river systems, which includes identifying covariation of anthropogenic and natural gradients in landscapes, measuring how various spatial-scale factors interactively influence instream habitat and biota and understanding uncertainties concerning the importance of thresholds. Natural and anthropogenic gradients often are cross-correlated, because human activities are most intensive in certain landscape settings,

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2008ZX07526-002-02);国家自然科学基金项目(40971258)

收稿日期:2010-04-28; **修订日期:**2010-10-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: cnuwxy@sohu.com

making it difficult to determine how extensive alterations of land cover by human activities modify natural river characteristics and their associated biological communities and assemblages. There is ample evidence that landscape factors influence river ecosystems across a wide range of spatial scales, but the roles of riparian buffer vs. larger scale factors may be difficult to separate. A non-linear response indicating a threshold is useful for managers, because it suggests a critical region of sensitivity of the ecosystem to a stress, and, therefore, helps to set acceptable limits. However, whether the threshold responses are widespread is uncertain, owing partly to the scatter that is common in empirical relationships between land use and stream response. Future research that focuses on overcoming the challenges and filling the knowledge gaps will substantially improve our understanding of river ecosystems. These include improving river-landscape classification; capturing appropriate spatial and temporal scale data; fueling the development of new landscape indicators for linking the functions and processes operating at various spatial scales and integrating data at molecular scales to landscape scales.

Key Words: landscape; stream ecosystems; watershed hydrology; spatial scale; land use

监测与解译景观因子对河流生态系统特征的影响是近年来国际上河流生态系统研究和管理的主要关注热点^[1]。景观尺度的人类活动是河流生态完整性的主要威胁,这一观点已成为共识。人为因素驱动的土地利用方式不仅能够通过各种复杂的途径对河流水文、水质、生物栖息地及多样性造成直接影响^[2],还能与气候变化、入侵物种、人工水坝等因素产生协变,进而间接影响河流健康^[3]。

景观对河流生态系统影响的研究始于 20 世纪 70 年代中期,目前这一研究已经从简单的定性研究发展为应用数理统计、水文模型等工具在区域及国家尺度上的定量研究^[4]。我国的相关研究还处于起步阶段,大多是证实区域土地利用结构对河流水质的影响^[5-7],且主要集中在河岸带及河段尺度,流域尺度的研究较少涉及^[8-9]。而随着我国经济的迅速发展与城市化进程的加快,各大水系河流健康都面临着人为活动带来的巨大压力,如何有效识别、诊断景观对河流生态系统影响的机制,进而采取最佳管理措施是当前我们面临的新挑战。本文将分别从以下 3 个方面对当前国内外有关研究情况进行概述:(1)总结现有景观对河流环境的影响的研究成果;(2)辨识当前研究所面临的困难与挑战;(3)指出需进一步关注的研究方向。

1 景观对河流生态系统的影响

1.1 景观组成的影响

原始景观向人文景观转变已成为全球趋势,并对生态系统造成广泛影响,土地利用指标成为描述生态系统状态的重要量化依据^[2]。Allan 等在收集、分析了采用对比、经验模型方法研究土地利用与河流环境关系的大量科学文献后,认为周围景观与人类活动对河流生态系统的完整性具有重要影响^[3],尤其近年来世界范围内土地利用的变化幅度是十分惊人的。如,新西兰在发展农牧业以前,林地占土地总面积的 80% 以上,而目前大部分河流的中低地流域都已变为农业区^[10]。在北美已开发的流域中,农业用地通常所占比例最大。河流在流经这些景观时,将会受到一系列不同程度人类活动的影响^[11]。城市用地在整个流域中所占比例通常较低,超过 10% 的流域仅有 10 个^[11],但其对河流生态系统的影响却往往是最大和最深远的。虽然其他土地利用类型同样会对河流环境产生影响,但现有研究主要集中于比较不同比例农地、城市、林地对河流生态系统的影响。因此充分的认识土地利用变化对于河流生态系统的影响是十分必要的,将会为制定河流环境保护与生态恢复计划提供有力保障。

1.1.1 农业用地

农业用地主要通过输入非点源污染物、破坏植被缓冲带与栖息地、改变流域产流量等方式影响河流环境(表 1)。伴随农业用地比例上升,大量泥沙、营养盐及农药输入到河流中,河流水质、栖息地与生物群落等指标显著恶化^[12-14]。对美国大西洋中部高地的研究发现,流域农地及植被缓冲带中的林地指标能够解释总氮、溶解性磷及悬浮物变异的 65%—84%^[15]。

表 1 土地利用方式影响河流生态系统的主要机制^[3]

Table 1 Principal mechanisms by which land use influences stream ecosystems

环境因子 Environmental factor	影响 Effects
泥沙沉降 Sedimentation	增加河水浊度、冲刷和磨损河道;破坏附着生物和生物膜的生长基质;由于初级生产力和食物质量的下降造成食物网的上行作用;由于河道、河底缝隙生境被填充而造成占据缝隙生存的无脊椎动物和砾石产卵鱼类的减少;覆盖鱼鳃和上呼吸道表面;减少河流水深的异质性,并导致深潭物种的减少
营养盐富集 Nutrient enrichment	增加自养生物的生物量及其生产力,从而导致其群落结构的改变,也包括丝状藻类的增殖,光线同时增强时,这种现象更加严重;加速落叶的分解速率而引起溶解氧的下降,生物由环境敏感种向耐受种(常为非本地种)转变
有毒污染物污染 Contaminant pollution	造成悬浮沉积物与有机组织中的重金属、人工合成物质和有毒有机物浓度的升高;增加无脊椎动物的死亡率,并对其丰度、迁徙及孵化造成影响;抑制鱼类的生长、繁殖与成活率;破坏内分泌系统
水文条件变化 Hydrologic alteration	改变径流量与蒸散发量间平衡,造成洪水规模与频率的增加,基流量降低;改变河道动态平衡,增加河道及其周边区域侵蚀,降低洪水漫滩频率;营养盐、沉积物和有毒污染物的运移更迅速,从而进一步造成河流生境的退化;不透水地面、城市排涝系统、农业排水系统与紧实的土壤质地都对水文条件产生强烈影响
植被缓冲带破坏 Riparian clearing	减少阴影,造成河流温度升高,光线穿透幅度增大以及植物生长的增加;造成河岸的不稳定,减少落叶、残木的输入及降低营养盐与有毒污染物的截留能力;减少泥沙截留,造成河岸和渠道侵蚀增大;改变进入河流的溶解性有机物的特性与含量;由于直接输入的减少和截留结构的损失导致水底有机物的滞留量的降低;改变食物网结构
粗木质残体损失 Loss of large woody debris	底栖生物取食、附着、孵化的基质减少;造成泥沙和有机物储量减少;降低河岸稳定性;影响无脊椎动物和鱼类多样性与群落功能

由于农业活动在向河道输入营养物质的同时,也破坏了河岸带的林地,使得营养盐浓度、光照量、水温同时升高,藻类的繁殖速度可能受到其中一种或几种因子共同作用,营养盐可能并不是其生长的限制性因子。如,对美国弗吉尼亚州 Roanoke 河上游的研究发现因河水中营养盐浓度远高于藻类生长需要,其数量及组成主要受光照与水温影响^[12]。

农地径流中的杀虫剂与除草剂可能会对河流环境中的生物产生严重影响^[16-17]。如,在英国野外围栏条件下饲养的软体动物与暴露于河道底泥中的摇蚊幼虫体内均发现残留的农药^[18]。农地产生的径流携带杀虫剂使河流中的无脊椎生物种群数量在短时间内减少近 80%,且恢复期长达一年左右^[19]。由于缺乏农业径流中的杀虫剂与除草剂的监测数据,估计这两种污染物对河流生态系统的影响可能远比已有发现要大。

农业景观比重大的流域,其河流生物栖息地质量往往较差,主要表现为栖息地指数与河岸稳定性的下降^[13, 20]、泥沙淤积等。农地产流所携带的泥沙对河流环境的影响尤为严重。如,美国佐治亚州查特胡奇(Chattahoochee)流域的皮德蒙特高原,由于农地面积的增加造成河道中泥沙含量的大量增加,最终导致河流深度异质性与以深潭为主要栖息地的鱼类多样性丧失^[21]。

河流水文条件对农地变化的响应具有不确定性,农作物与自然植被蒸散发率的差别程度、农业排水系统覆盖范围、土壤渗透能力的变化幅度及灌溉用水的来源(河水或地下水)均会对其变化产生影响^[3]。农地面积的增加,通常会造成河流年径流量与暴雨径流量的增加,如,在降雨量未增加的情况下,由于农地的快速扩张,巴西托坎廷斯河流量在 1960—1995 年间增加了 25%^[2]。而农地扩张带来的径流土壤下渗量的减小与河道间隙性水量流失的增大,会使河流基流量降低,进而造成生物栖息地内浅水区域的增加。这些区域生境结构趋于简化,温度也易于上升,对水生生物的生长繁殖十分不利。

农业生产活动接近河道边缘区域或岸边植被带遭到破坏时,通常会造成水温升高、生物质能源减少、初级生产力上升等不良影响。河岸稳定性的下降与粗木质残体的减少也非常明显^[10, 22]。粗木质残体具有多重功能,可以塑造河道形态、改变局部河道流速、保护生物栖息地,并且为多种生物(鱼类、无脊椎动物、藻类等)提供活动场所。由于它的存在,明尼苏达、密歇根州等地的农业流域,河流生物多样性分别增加了 55% 与 26%^[22]。

现有文献大多讨论高强度农业种植活动对河流环境造成的破坏,畜牧业的影响研究较少^[23],但其影响不

容忽视。Nash 等^[24]研究发现美国西部发达的畜牧产业给区域生态环境带来了巨大的压力,营养盐与细菌向河道的大量输入直接导致了河流水环境质量的下降,牲畜对河岸带植被和河堤的破坏,也造成了水土流失的加剧。

1.1.2 城市用地

城市用地的增加,会对河流生态系统造成十分严重的影响,主要包括:污染物浓度的变化及流量的突变;河水温度上升,地表径流表层变暖;河道生境结构破坏等(表 1)^[25]。不透水地面和人工排涝系统的增加会造成洪水爆发频率与强度的增大,进而加速河床侵蚀与沉积物的运移,最终造成河流环境的恶化与生物多样性的降低^[3]。美国中大西洋、新南英格兰地区河口沉积物中的重金属和有机物污染物与不透水地面(imperious area, IA)面积呈显著正相关^[25]。威斯康辛州南部区域不透水地面是预测鱼群密度、生物多样性及生物完整性的最好指标^[26]。

水文模型模拟表明小迈阿密流域的不透水地面区域的产流量是城市化前的 55 倍^[27]。澳大利亚墨尔本地区的一项研究表明,相对于周边地区,城市中心区河流中的大型无脊椎动物群落显著减少,在排水系统密集的河段这种现象更加明显。这表明虽然市区瞬时的高强度径流通常被认为是影响水环境的首要因素,但是排涝系统可能对环境的影响更大,这可能是由于它不仅能够增大径流强度,还能够将多种污染物排入河中^[28]。

由于进入城市河流的污染物类型繁多,单一的水化学或重金属污染物浓度指标难以表征城市用地变化对河流环境的影响。大型底栖动物群落对水环境的变化相当敏感,其群落组成和结构可以全面反映水体被污染的程度^[29],因此将它作为河流环境响应指标能更准确的诠释城市用地对河流生态系统的破坏。如,在阿拉斯加安克雷奇附近地区,随着各子流域不透水地面的增加,大型无脊椎动物种群丰富度明显下降,耐污种也逐渐取代了不耐污种^[30]。进一步的研究表明虽然水质、生境条件均与不透水地面相关,但与水生生物生存密切相关的生境变量对不透水地面变化的响应并不像水体化学指标那么明显,这也间接说明污染物输入可能是这一区域城市用地对河流环境破坏的主要机制。

对于预测河流生物的变化来说,城市用地和不透水地面哪个更为有效,主要取决于研究区河流中的生物对流量与水质变化敏感程度的高低。研究发现一些地区不透水地面的预测效果更好^[31],说明不透水地面引起的水文变化在这些地区可能是主要影响因子;而其他一些地区城市用地可能预测更有效^[32],说明在这些地区城市用地带来的流量与污染物的复合影响对河流环境的破坏更大。

1.2 景观空间格局的影响

随着地理信息技术的发展与景观生态学理论的逐渐成熟,近年来有关土地利用与水环境关系的研究已从利用单一的景观组成(土地利用面积比例)指标来表征景观特征拓展到结合景观空间格局指标来研究这一问题^[33-35]。多项研究表明景观空间配置指标对于刻画河流生态系统完整性具有非常重要的意义^[31, 35-36]。

景观格局指数(landscape pattern metrics, LPMs)是为量化与识别景观格局特征而设计的,主要包括类型组成与空间配置两个方面(本文中主要指代景观的空间配置)^[37]。较复杂的景观格局指数生成会受到不同因素影响且各指数间往往具有很大的相关性,直接利用它们来刻画流域景观特征或预测河流水质,其结果可靠性往往较低^[38],因此需要对其适用性进行全面检查与评估后才能在环境监测项目中应用。不同空间精度的 LPMs 对于研究结果的影响就是很多学者关注的热点之一。例如,在给定的区域内,基于分辨率较高的遥感影像(如 TM, 30m)与基于分辨率相对较低的遥感影像(如 AVHRR, 1km)生成的 LPMs 是否存在差别,这些由差异是否能对 LPMs 与河流环境的关系造成影响,现有结论并不相同。Griffith 等^[39]在美国堪萨斯州的研究发现这一地区景观格局指数在刻画景观的重要特征方面受数据精度影响较小,可以在河流水质监测中应用。Uuemaa 等^[40]在爱沙尼亚的研究则发现基于不同比例尺(1:50 000 和 1:100 000)的土地利用图生成的景观指数与水质指标间关系有显著的不同,须进一步评估后,才可使用。

虽然大量景观与水质关系的研究中都采用了 LPMs,但是很少有研究讨论它们带来的混合结果^[41]。如,Alberti 等^[31]与 Xiao 等^[36]在不同区域的研究均发现景观空间配置与组成指标对河流生态系统变异解释能力

几乎相等。Johnson 等^[14]和 Richards 等^[13]发现在一定的时间段内景观格局指数可以解释部分密歇根州的水质变化,然而其他景观因子(地质条件、土地利用比例、坡度)对水质的影响力更大。而 Sharpe^[42]利用水质模型技术研究发现 LPMs 与水质没有关系。

Griffith^[39]与 Griffith 等^[43]在美国中部平原进行了多尺度的 LPMs 与水质相关关系的大量研究。虽然 LPMs 对水质变化的解释能力有限,但一些空间格局指标与河流环境的关系还是很密切的,对河流水质的预测能够起到一定作用。通常情况下,LPMs 与水质之间的关系在更“自然”、更简单的景观背景下或存在强烈城乡梯度的区域内更易于解释。在分析相对较小的流域(小于 50km²)时,应使用精度应至少为 30m 的土地利用数据,只有这样所有实际存在的土地利用类型才会被识别,也才能使用斑块级别的指数。

2 当前研究存在的主要困难与挑战

大量研究已证明人类活动在改变流域景观的基础上,进而通过多种方式影响着河流生态系统(表 1)。然而,人为景观特征与自然景观特征的协变、尺度变化、阈值响应这些问题给我们对景观与河流生态完整性关系的理解带来了很大困难。

2.1 人为景观特征与自然景观特征的协变

受人为因素驱动的土地利用类型的分布总是要受到成岩母质、土壤类型、地貌类型等多种自然因素的影响,如,相较于林地,农地的坡度较缓,土壤质地也松软一些,这种现象一般称之为协变^[44]。因此在分析景观特征与河流环境的关系时,仅考虑土地利用对河流环境的影响,忽略二者的协变,会造成对土地利用影响能力的过高估计。

人为因子与自然因子的协变现象导致区分它们对河流环境的影响是十分困难的^[33, 45-46]。例如,在威斯康辛州东南部的农业流域,虽然农业用地是该区域河流环境的主导因子,但由于自然因子与人为因子在各尺度都有协变现象,导致对农地变量影响力定量识别十分困难。当该区域河岸带农地面积超过 10%,河流环境就会遭到破坏,对于鱼类种群来说尤其明显。然而由于生物指数对流域农地面积的响应与河岸带植被、地质条件、水文条件均相关,且其与以上各组环境变量间的关系也是不确定的,因此难以有效地区分地质构造、流域与河岸带植被覆盖及基流对河流生态系统的影响^[47]。

人为因子与自然因子对河流环境产生相同或混合的影响最为常见。如, Frost 等^[48]就美国 Ontonagon 河流域的可溶性有机物与流域景观格局指标的关系进行了探讨,研究认为可溶性有机物浓度与地貌类型、景观格局、湿地类型等指标存在显著相关关系,但未有一个变量可对该污染物浓度变异产生决定性影响。在新西兰 Taieri 流域内两种因素对区域内大型无脊椎动物分布均有影响。从总体上看,在流域尺度上自然地理特征对大型无脊椎动物分布与丰度的影响最大,而在小尺度上人为因素的影响逐渐上升^[49]。根据季节的不同,密歇根 Saginaw 流域的生境变量能解释大型无脊椎动物群落变异的 33%—50%。而景观变量大约能够解释生境变异的 50% 左右。其中生境变量中的河道宽度及其他河道形状主要受自然景观变量的影响,人为景观变量对其影响微乎其微;粗木质残体的情况与之相反;河道深度与冠层覆盖度则受到两种因子几乎相同的影响^[13]。

受人类活动干扰较少的区域,自然因子往往成为主要的影响因子。Burnett 等^[50]在美国俄勒冈州南部的 Elk 河上游的高山森林流域的研究发现,相较于其他景观特征,流域面积解释当地河流生境变化的比例最大。Wang 等^[51]也指出在美国中西部的大部分受扰动较少的区域,鱼类种群的组成与分布情况主要受生境变量或自然因素的影响,但随着流域与河岸带受到扰动的加大,人为因素的影响力逐渐加大。

区分人为因素与自然因素对河流环境的影响时,研究范畴、研究区背景及景观指标的选取对结论的影响很大。如,针对营养盐和沉积物的研究表明土地利用对其影响往往大于自然特征,尤其是在农业区域这一现象更加明显^[14]。多项研究发现当研究区受到强烈人为活动影响时,各空间单元的景观趋于一致,因此相较于其他自然特征,土地利用对水生生物种类组成与种群的变化影响很难预测,但这不代表土地利用对这些生物就没有影响,只能说明人为活动对这些河段的破坏水平是一致的^[4, 52]。多数研究认为人为景观对河流环

境影响的准确识别最终将有赖于数据采集方法、统计分析技术的改进^[34]。

2.2 空间尺度

评价景观特征对河流生态系统的影响主要在以下 3 个尺度上进行(图 1):(a)河道两侧宽 100m 至几百米,长数百米至 1km 的区域;(b)宽度不变,长度覆盖整个支流;(c)监测点以上整个集水区。文献中描述以上 3 个尺度的术语较多,尚没有统一的标准^[34]。本文仅列出较常用的,分别为局部河段,河岸带和流域;前者一般代表局部尺度,而其余两个代表更大尺度的两个方面。

不同尺度景观特征影响的河流环境变量是不同的。如,阴影仅受局部河段格局的影响,而水温的变化则反映了绵延数百乃至数千米的植被遮蔽的影响;落叶、木质残体的输入受到局部尺度景观的影响同时也受沿河道运移距离的限制^[10, 53]。营养盐与沉积物可以随河流长距离运移,因此可能会受到全流域水系河岸带的影响。流域内各种类型的土地利用方式通过其对土壤水分蒸散发量、渗透能力及地表径流运移的影响间接控制了河流水文条件,同时也是预测流域氮磷负荷的有效指标^[54]。

局部河段或河岸带内土地利用对河流环境产生影响的机制总是很明显的。如,草地型河流中有茂密林地覆盖的河段其水体物理、生物特征会在 1km 左右范围内出现明显的变化,主要呈现为水温低、河道宽、泥沙淤积少、生物多样性高等典型森林型河段特点^[55-56]。Wang 等^[26]发现距河道较近的不透水地面对鱼类种群的干扰较距河道较远的等量不透水地面更大,这显然是由于前者对河流洪峰的频率、强度与基流量的影响更大,更直接。

大量研究都认为流域尺度变量对河流环境的影响大于局部尺度,但其影响途径并不容易被识别。如, Roth 等^[57]在密歇根州东南部的研究表明河流栖息地指数与流域景观有较强的相关关系,而在河岸带与局部河段尺度上关系相对较弱,当地的鱼类完整性指数与土地利用的相关性也随着空间尺度的增加逐渐增强。北卡罗来纳州西部区域同样存在着这样的现象即流域尺度的景观特征较河岸带更能够有效的预测河流的物理化学指标^[45]。赵军^[58]在上海地区发现随着空间尺度的增大,景观对水质的解释能力也随之增加。这些现象说明,当对河流环境施加影响的主要机制为流量变化、营养盐输入及其他与全局景观有关系的因素时,流域尺度景观特征因子的影响可能是最大的。

也有一些研究认为各尺度的景观特征对河流环境产生的影响力大小是几乎相等或略有不同^[31, 47, 57]。如, Sliva 等^[46]通过对加拿大安大略省 Highland Creek 等 3 条河流水质与景观格局关系的研究发现,河岸带(100m 缓冲区)和流域两类空间尺度对河流水质控制作用并无显著差异。这种现象也经常农林混合流域出现^[13, 53]。Roy 等^[59]发现佐治亚州大型无脊椎动物指标与流域、河岸带两个尺度的景观特征都存在很强的相关关系,但是河道生境指标如底质粒径、离子浓度等对这种生物指标的预测性更好。这也验证了大尺度景观因子通过其对局部尺度物理环境的影响最终对生物群落产生作用的观点^[32]。

上述内容充分表明河流生态系统受到多尺度景观的共同影响。流域及地区等大尺度内自然因素,如地形、地貌、气候等往往成为控制河流环境的主要因子,而人为因素则在所有的尺度均会产生影响,而且这种影响会随着尺度的减小而增大。因此在景观与河流关系的尺度效应识别过程中人为因子与自然因子的相互作用、景观数据精度、以及研究方案细节等多种因素都将对最终结果产生影响。现有研究多利用上述 3 个空间尺度的物理特征划分研究单元,但在此基础上获取的数据存在诸多问题^[4, 34],既难以区分自然因素与人为因素对河流的影响也对识别尺度效应造成很大障碍,因此改进这种分类系统十分必要。此外,已有景观数据也

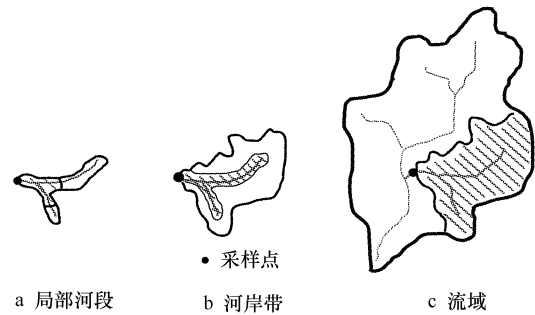


图 1 景观与河流生态系统中关系研究中涉及的 3 个主要空间尺度^[3]

Fig. 1 Three spatial scales widely used in relating landscape variables to measures of stream condition

存在类型少、覆盖面小及精度不统一等问题^[4],加大基础数据库的建设也是势在必行。

2.3 阈值响应

河流环境质量与城市用地或不透水地面之间几乎是不存在线性关系的,即当城市用地或不透水地面的面积增加到流域一定比例前,河流生态环境质量不会有明显的变化,一旦达到某一比例(阈值),河流环境会出现一个急剧恶化的拐点。美国学者在这一领域做了大量的工作,给出了美国一些州的城市用地或不透水地面的阈值,如:马里兰州(18%—32%)^[32];缅因州(6%)^[60];特拉华州(8%—15%)^[25];威斯康辛州(8%—12%)^[61];佐治亚州(15%)^[59];阿拉斯加州(4.4%—5.8%)^[30]。虽然已有大量证据表明维持河流健康的城市用地或不透水地面面积比例的阈值为10%—20%,但也有学者认为单一指标的阈值难以反映这么复杂的关系^[62],如,水文响应就受多种流域及河流特征影响,包括坡度、容量、运移效率、连通性、河道形状等^[28, 62]。城市径流中的污染物种类同样也与不透水地面无关。

河流对农地的耐受性较强,农地面积一般要达到流域相当大的比例时,河流环境质量才会有明显的下降^[60]。在美国威斯康辛州一些流域,只有当农业用地面积超过50%时,才能对当地河流环境造成影响^[20, 63]。来自美国20个主要流域的172个站点数据同样表明,即使一些地区的农地比例超过了50%,当地鱼类种群及其生境还保持着较好的状态^[64]。且同一地区的阈值变化也是非常大的,例如在威斯康辛州的农业区,有的研究认为在流域尺度农地比例超过30%时,河流环境质量才会发生恶化,而当尺度转变为河岸带时阈值则减小为10%—20%^[47];还有研究认为该区农地的阈值为50%—80%^[20]。上述研究发现的农地阈值范围较大的现象说明在以农业景观为主的流域中,农地比例本身不足以解释河流环境的变化。

由于阈值响应现象在已有土地利用与河流环境关系研究中出现较少,所以这种现象是否具有普遍性尚难确定。此外,阈值的范围还受数据精度、河流响应指标选取、分析方法与气候等多种因素的影响^[30]。但可以确定的是城市用地阈值较农地要低很多。这些阈值实际上体现了河流生态系统对人类活动的压力反映敏感的一个关键区间,流域管理者可以利用其作为流域风险管理工具,调整已有的土地利用规划,为恢复与保障河流健康提供科学依据^[60]。因此有必要在地区、国家尺度广泛开展这一研究,以期最终能够真正理解这一现象,并将其有效利用。

3 研究发展方向

综上所述,当前研究面临的困难主要是由于现有数据采集、分析方法及相关理论难以满足本领域科研与管理的实际需要造成的,因此本文认为未来景观与河流生态系统关系研究应该集中在以下几个方面:

(1) 河流景观分类系统的改进

河流景观单元是进行河流环境监测与收集景观数据的基本单位,它的准确界定对于辨析景观与河流生态系统之间的关系十分重要^[34]。现有研究采用的分类系统大多基于前文提到的3个空间尺度的自然地理特征来划分景观单元,忽视了河段与生态区的差异性对单元划分准确性的影响^[65]。因此采集的数据代表性较差,难以真实的反映不同河段水环境对景观变异的响应。新近研究表明对水系各河段进行分类并将各类型河段作为河流景观单元既可以提高采集数据的代表性又可以有效识别其影响范围^[66],所以建立以河段异质性为基础的分类方案可能成为今后该领域研究的重要内容。

(2) 数据采集代表性的提高

研究表明现有数据获取方式存在很大的局限,主要表现为:覆盖面积小;所采数据代表河段长度不确定;不同部门、项目获取的景观数据难以比对;一些重要的景观数据库精度低、兼容性差或缺失等^[67]。这些缺陷已经严重的阻碍了河流-景观系统相关研究的进展。鉴于此,有关学者认为未来应加强样点数据代表河段长度识别、不同时空尺度景观数据收集与流域或河段分级等技术、标准的研究,这将会对数据获取方式改进与发展起到重要的推动作用,从而提高采集数据的质量。此外,加强国家级标准景观数据库(如,道路密度、择伐强度及水坝分布等)的建设也是解决这一问题的有效措施^[4, 68]。

(3) 新型景观指数的开发与应用

由于景观数据可以预测很多水质的物理化学指标且费用低廉,因此在流域环境管理中越来越得到重视^[4, 69]。近年来地理信息系统与空间遥感技术的飞速发展,使得科学工作者能够利用这些工具开发新的预测河流环境的景观指标,为景观与水质关系的研究提供了新的有力工具^[34]。例如,Griffith^[70]在归一化植被指数(NDVI)的基础上开发了很多“绿色指数”,这些指数在不同区域均表现出比其他景观指标更高的水质关联性。陈利顶等^[71-73]在“源”“汇”景观理论基础上开发了景观空间负荷对比指数,并在河北于桥水库流域^[72]、深圳西丽水库流域^[7]与长江上游流域^[74]等地得到了应用,为非点源污染的风险评价提供了一种十分有效的工具。

(4) 微观尺度数据与宏观尺度数据的整合

已有景观-河流关系的研究中大多关注如何有效的利用宏观尺度数据,很少有研究者将分子尺度数据引入到这一领域^[34]。但分子水平分析手段的应用实际上可以带来诸多益处。利用分子标记的方法可以识别河流中沉积物^[75]、污染物、微生物的来源^[76]以及特殊的水环境状况(如,缺氧)的形成原因。将围隔实验、小尺度野外实验及大尺度景观格局分析所获取的数据整合,能够解释景观异质性对于水生生物生理状况的影响^[77]。景观遗传学理论与方法的引进,使得人们可以从基因变异的角度辨析景观连通性与鱼类分布的关系,为这一重要研究方向提供了新的思路^[78-79]。

References:

- [1] Cai Q H, Tang T, Liu J K. Several research hotspots in river ecology. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(9): 1573-1577.
- [2] Foley J A, Defries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik C J, Monfreda C, Patz J A, Colin Prentice I, Ramankutty N, Snyder P. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [3] Allan J D. Landscape and riverscapes: the influence of land use on river ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2004, 35: 257-284.
- [4] Wang L Z, Seelbach P W, Hughes R M. Introduction to Landscape influences on stream habitats and biological assemblages// Hughes R M, Wang L Z, Seelbach P W, eds. *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2006, 48: 1-23.
- [5] Li H P, Huang W Y, Yang G S, Liu X M. Non-point pollutant concentrations for different land uses in Lihe River watershed of Taihu Region. *China Environmental Science*, 2006, 26(2): 243-247.
- [6] Li J R, Chen L D, Guo X D, Fu B J. Effects of land use structure on non-point source pollution. *China Environmental Science*, 2000, 20(6): 506-510.
- [7] Yue J, Wang Y L, Li G C, Wu J S, Xie M M. The influence of landscape spatial difference on water quality at differing scales: A case study of Xili reservoir watershed in Shenzhen City. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(12): 5271-5281.
- [8] Yang S T, Wang X L, Liu C M, Meng H R, Li Q. Recent advances in the study of riparian ecosystems. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 7(6): 894-905.
- [9] Yang L R, Chen L D, Sun R H. River ecosystems and their self-purification capability: research status and challenges. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(9): 5066-5075.
- [10] Quinn J M. Effects of pastoral development// Collier K J, Winterbourn M J, eds. *In New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. Christchurch. NZ: Caxton, 2000: 208-229.
- [11] Benke A C, Cushing C E. *Rivers of North America*. San Diego, CA: Academic/Elsevier, 2004.
- [12] 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.
- [13] Richards C, Johnson L B, Host G. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996, 53(1): 295-311.
- [14] Johnson L B, Richards C, Host G E, Arthur J W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 1997, 37(1): 193-208.
- [15] Jones K B, Neale A C, Nash M S, Van Remortel R D, Wickham J D, Riitters K H, O'Neill R V. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology*, 2001, 16(4): 301-312.
- [16] Cooper C M. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22(3): 402-408.

- [17] Skinner J A, Lewis K A, Bardon K S, Tucker P, Catt J A, Chambers B J. An overview of the environmental impact of agriculture in the U. K. *Journal of Environmental Management*, 1997, 50(2): 111-128.
- [18] Crane M, Delaney P, Mainstone C, Clarke S. Measurement by in situ bioassay (on site or on-the-field) of water quality in an agricultural catchment. *Water Research*, 1996, 29(11): 2441-2448.
- [19] Schulz R, Liess M. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 1999, 46(3): 155-176.
- [20] Wang L, 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.
- [21] Walser C A, Bart H L. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish*, 1999, 8(4): 237-246.
- [22] Johnson L B, Breneman D, Richards C. Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications*, 2003, 19(3): 199-218.
- [23] 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.
- [24] Nash M S, Heggem D T, Ebert D, Wade T G, Hall R K. Multi-scale landscape factors influencing stream water quality in the state of Oregon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 156(1/4): 343-360.
- [25] Paul M J, Meyer J L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, 32: 333-365.
- [26] Wang L, Lyons J, Kanehl P. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 2001, 28(2): 255-266.
- [27] Tong S T Y, Chen W L. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 2002, 66(4): 377-393.
- [28] Walsh C J, Sharpe A K, Breen P F, Sonneman J A. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 2001, 46(4): 535-551.
- [29] Chi G L, Zhao Y, Guan Z Y, Wang J W, Tong X L. Relationship between macroinvertebrate and environmental variables in Hengshishui River, Guangdong, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(11): 2836-2845.
- [30] Ourso R T, Frenzel S A. Identification of linear and threshold responses in streams along a gradient of urbanization in Anchorage, Alaska. *Hydrobiologia*, 2003, 501(1/3): 117-131.
- [31] Alberti M, Booth D, Hill K, Coburn B, Avolio C, Coe S, Spirandelli D. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis on Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, 2007, 80(4): 345-361.
- [32] King R S, Baker M E, Whigham D F, Weller D E, Jordan N T, Kazyak P F, Hurd M K. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications*, 2005, 15(1): 137-153.
- [33] Johnson L B, Gage S H. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 1997, 37(1): 113-132.
- [34] Johnson L B, George E H. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1): 41-66.
- [35] Lee S W, Hwang S J, Lee S B, Hwang H S, Sung H C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 92(2): 80-89.
- [36] Xiao H G, Wei J. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *Journal of Environmental Management*, 2007, 82(1): 111-119.
- [37] McGarigal K, Marks B. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service General Technical Report. Portland. OR: Pacific Northwest Research Station, 1995: 122.
- [38] Li H B, Wu J G. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19(4): 389-399.
- [39] Griffith J A. Interrelationships among Landscapes, NDVI, and Stream Water Quality in the U. S. Central Plain. Kansas: University of Kansas, 2000.
- [40] Uuemaa E, Roosaare J, Mander U L. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecological Indicators*, 2005, 5(4): 350-369.
- [41] Jones K B, Walker J, Riitters K, Wickham J, Nicoll C. Indicators of landscape integrity//Walker J, Reuter D, eds. *Indicators of Catchment Health*. Melbourne, Australia: CSIRO Publishing, 1996: 155-168.
- [42] Sharpe J. Assessing the Relationship Between Thematic Mapper-Derived Landscape Structure and Pollutant Estimates From a Nonpoint Source Pollution Model. Omaha: University of Nebraska, 1994.
- [43] Griffith J A, Martinko E, Whistler J, Price K. Relationships among landscape pattern, NDVI and stream water quality in the U. S. Central Plains. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(1/4): 846-859.
- [44] Allan J D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica*, 2004, 23(3/4): 187-198.
- [45] Scott M C, Helfman G S, Mctammany M E, Benfield E F, Bolstad P V. Multiscale influence on physical and chemical stream conditions across blue ridge landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 2002, 38(5): 1379-1392.

- [46] Sliva L, Williams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to land use impact on river water quality. *Water Research*, 2001, 35(14): 3462-3472.
- [47] Fitzpatrick F A, Scudder B C, Lenz B N, Sullivan D J. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association*, 2001, 37(6): 1489-1507.
- [48] Frost P C, Larson J H, Johnston C, Young K C, Maurice P A, Lamberti G A, Bridham S D. Landscape predictors of stream dissolved organic matter concentration and physicochemistry in a Lake Superior river watershed. *Aquatic Sciences*, 2006, 68(1): 40-51.
- [49] Townsend C R, Doledet S, Norris R, Peacock K, Arbuckle C. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 2003, 48(5): 768-785.
- [50] Burnett K M, Reeves G H. Comparing riparian and catchment influences on stream habitat in a forested, montane landscape//Hughes R M, Wang L Z, Seelbach P W, eds. *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2006, 48: 175-197.
- [51] Wang L, Seelbach P W, Lyons J. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages//Hughes R M, Wang L Z, Seelbach P W, eds. *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2006, 48: 199-219.
- [52] Gergel S E. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading?. *Landscape Ecology*, 2005, 20(2): 177-189.
- [53] Allan J D, Erickson D L, Fay J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 1997, 37(1): 149-161.
- [54] Mulholland P J, Webster J R. Nutrient dynamics in streams and the role of J-NABS. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(1): 100-117.
- [55] Abell R A, Allan J D. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie*, 2002, 28: 1-6.
- [56] Storey R G, Cowley D R. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia*, 1997, 353(1/3): 63-76.
- [57] Roth N E, Allan J D, Erickson D. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 1996, 11(3): 141-156.
- [58] Zhao J. *Landscape Pattern Change and Its Environmental Response across Multiple Spatial Scales in Tidal Plain*. Shanghai: East China Normal University, 2008.
- [59] Roy A H, Rosemond A D, Paul M J, Leigh D S, Wallace J B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology*, 2003, 48(2): 329-346.
- [60] Donohue I, McGarrigle M L, Mills P. Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*, 2006, 40(1): 91-98.
- [61] Stepenuck K F, Crunkilton R L, Wang L Z. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 2002, 38(4): 1041-1051.
- [62] Bledsoe B P, Watson C C. Effects of urbanization on channel instability. *Journal of the American Water Resources Association*, 2001, 37(2): 255-270.
- [63] Wang L, Lyons J, Rasmussen P, Seelbach P, Simon T, Wiley M, Kanehl P, Baker E, Niemela S, Stewart P M. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U. S. A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2003, 60(5): 491-505.
- [64] 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.
- [65] Omernik J M. The misuse of hydrologic unit maps for extrapolation, reporting, and ecosystem management. *Journal of the American Water Resources Association*, 2003, 39(3): 563-573.
- [66] Benda L, Poff N L, Miller D, Dunne T, Reeves G, Pess G, Pollock M. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience*, 2004, 54(5): 413-427.
- [67] Baker A. Land use and water quality. *Hydrologic Processes*, 2003, 17(12): 2499-2501.
- [68] Brenden T O, Clark R D J, Cooper A R, Seelbach P W, Wang L Z, Aichele S S, Bissell E G, Stewart J S. A GIS framework for collecting, managing, and analyzing multiscale landscape variables across large regions for river conservation and management//Hughes R M, Wang L Z, Seelbach P W, eds. *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2006, 48: 49-74.
- [69] Gergel S E, Turner M G, Miller J R, Melack J M, Stanley E H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, 2002, 64(2): 118-128.
- [70] Girffith J A. Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2002, 138(1/4): 181-197.

- [71] Chen L D, Fu B J, Xu J Y, Gong J. Location-weighted landscape contrast index: a scale independent approach for landscape pattern evaluation based on "Source-Sink" ecological processes. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2406-2413.
- [72] Chen L D, Fu B J, Zhang S R, Qiu J, Guo X D, Yang F L. Comparative study on the dynamics of non-point source pollution in a heterogeneous landscape. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(6): 808-816.
- [73] Chen L D, Fu B J, Zhao W W. Source-sink landscape theory and its ecological significance. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [74] Liu F, Shen Z Y, Liu R M. The agricultural non-point sources pollution in the upper reaches of the Yangtze River based on source-sink ecological process. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(6): 3271-3277.
- [75] Mukundan R, Radcliffe D E, Ritchie J C, Risse L M, Mckinley R A. Sediment fingerprinting to determine the source of suspended sediment in a southern piedmont stream. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39: 1328-1337.
- [76] Ishii S, Hansen D L, Hicks R E, Sadowsky M J. Beach sand and sediments are temporal sinks and sources of *escherichia coli* in lake superior. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(7): 2203-2209.
- [77] Rohr J R, Schotthoefer A M, Raffel T R, Carrick H J, Halstead N, Hoverman J T, Johnson C M, Johnson L B, Lieske C, Piwoni M D, Schoff P K, Beasley V R. Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species. *Nature*, 2008, 455(7217): 1235-1239.
- [78] Fu B J, Lu Y H, Chen L D, Su C H, Yao X L, Liu Y. The latest progress of landscape ecology in the world. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 28(2): 798-804.
- [79] Kalinowski S T, Meeuwig M H, Narum S R, Taper M L. Stream trees: a statistical method for mapping genetic differences between populations of freshwater organisms to the sections of streams that connect them. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2008, 65(12): 2752-2760.

参考文献:

- [1] 蔡庆华, 唐涛, 刘建康. 河流生态学研究中的几个热点问题. *应用生态学报*, 2003, 14(9): 1573-1577.
- [5] 李恒鹏, 黄文钰, 杨桂山, 刘晓玫. 太湖地区蠡河流域不同用地类型面源污染特征. *中国环境科学*, 2006, 26(2): 243-247.
- [6] 李俊然, 陈利顶, 郭旭东, 傅伯杰. 土地利用结构对非点源污染的影响. *中国环境科学*, 2000, 20(6): 506-510.
- [7] 岳隽, 王仰麟, 李贵才, 吴建生, 谢苗苗. 不同尺度景观空间分异特征对水体质量的影响——以深圳西丽水库流域为例. *生态学报*, 2007, 27(12): 5271-5281.
- [8] 杨胜天, 王雪蕾, 刘昌明, 盛浩然, 李茜. 河岸带生态系统研究进展. *环境科学学报*, 2007, 27(6): 894-905.
- [9] 杨丽蓉, 陈利顶, 孙然好. 河道生态系统特征及其自净化能力研究现状与发展. *生态学报*, 2009, 29(9): 5066-5075.
- [29] 迟国梁, 赵颖, 官昭瑛, 王建武, 童晓立. 广东横石水河大型底栖动物群落与环境因子的关系. *生态学报*, 2010, 30(11): 2836-2845.
- [58] 赵军. 平原河网地区景观格局变化与多尺度环境响应研究. 上海: 华东师范大学, 2008.
- [71] 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 巩杰. 基于“源-汇”生态过程的景观格局识别方法-景观空间负荷对比指数. *生态学报*, 2003, 23(11): 2406-2413.
- [72] 陈利顶, 傅伯杰, 张淑荣, 丘君, 郭旭东, 杨福林. 异质景观中非点源污染动态变化比较研究. *生态学报*, 2002, 22(6): 808-816.
- [73] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义. *生态学报*, 2006, 26(5): 1444-1449.
- [74] 刘芳, 沈珍瑶, 刘瑞民. 基于“源-汇”生态过程的长江上游农业非点源污染. *生态学报*, 2009, 29(6): 3271-3277.
- [78] 傅伯杰, 吕一河, 陈利顶, 苏常红, 姚雪玲, 刘宇. 国际景观生态学研究新进展. *生态学报*, 2008, 28(2): 798-804.

2009 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊★

(源于 2010 年版 CSTPCD 数据库)

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	生态学报	11764	1	生态学报	1.812
2	应用生态学报	9430	2	植物生态学报	1.771
3	植物生态学报	4384	3	应用生态学报	1.733
4	西北植物学报	4177	4	生物多样性	1.553
5	生态学杂志	4048	5	生态学杂志	1.396
6	植物生理学通讯	3362	6	西北植物学报	0.986
7	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3327	7	兽类学报	0.894
8	MOLECULAR PLANT	1788	8	CELL RESEARCH	0.873
9	水生生物学报	1773	9	植物学报	0.841
10	遗传学报	1667	10	植物研究	0.809

★《生态学报》2009 年在核心版的 1964 种科技期刊排序中总被引频次 11764 次,全国排名第 1;影响因子 1.812,全国排名第 14;第 1~9 届连续 9 年入围中国百种杰出学术期刊;中国精品科技期刊

编辑部主任: 孔红梅

执行编辑: 刘天星 段 靖

生 态 学 报
(SHENGTAI XUEBAO)
(半月刊 1981 年 3 月创刊)
第 30 卷 第 23 期 (2010 年 12 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA
(Semimonthly, Started in 1981)
Vol. 30 No. 23 2010

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel:(010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717	Published by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717 电话:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net	Distributed by	Science Press Add:16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel:(010)64034563 E-mail:journal@cspg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元