

DOI: 10.5846/stxb201606241242

王强, 庞旭, 王志坚, 袁兴中, 张耀光. 城市化对河流大型底栖动物群落的影响研究进展. 生态学报, 2017, 37(18): 6275-6288.

Wang Q, Pang X, Wang Z J, Yuan X Z, Zhang Y G. Advances in research on the influence of urbanization on stream benthic macroinvertebrate communities. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(18): 6275-6288.

城市化对河流大型底栖动物群落的影响研究进展*

王 强¹, 庞 旭¹, 王志坚¹, 袁兴中², 张耀光^{1,*}

1 淡水鱼类资源与生殖发育教育部重点实验室, 水产科学重庆市市级重点实验室, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 西南大学生命科学学院, 重庆 400715

2 重庆大学资源及环境科学学院, 重庆 400044

摘要: 城市化可以引发一系列“城市溪流综合症”, 对河流健康造成巨大胁迫。大型底栖动物是河流生态系统的重要组成部分, 对环境因子敏感, 能够较好的反映流域环境的变化。城市化后, 流域人口增加, 建设用地比例上升, 入河污染物浓度和总量增多, 底栖动物中敏感物种比例降低甚至消失, 寡毛类、摇蚊等耐污物种成为优势类群; 群落多样性显著降低, 并且一般与城市化强度成负指数关系; 底栖动物总密度普遍大幅度增加, 收集者为主要摄食功能群; 不透水地表面积比例的增加改变了流域自然的水文过程, 群落组成的季节波动减弱, 但密度的波动增大; 次级生产力明显增加, 食物网趋于简化。初步分析了城市化过程中水质污染、水文、生境破坏、流域土地利用等因素影响底栖动物群落的规律和机制, 并且根据国内外研究现状提出了进一步研究的方向, 以期为我国城市河流生态学研究、流域生态管控和河流生态系统修复提供科学依据。

关键词: 城市化; 河流生境; 时空格局; 不透水地表; 土地利用; 大型底栖动物; 摄食功能群

Advances in research on the influence of urbanization on stream benthic macroinvertebrate communities

WANG Qiang¹, PANG Xu¹, WANG Zhijian¹, YUAN Xingzhong², ZHANG Yaoguang^{1,*}

1 Key Laboratory of Freshwater Fish Reproduction and Development (Ministry of Education), Key Laboratory of Aquatic Science of Chongqing, Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region (Ministry of Education), School of Life Sciences Southwest University, Chongqing 400715, China

2 College of Resource and Environmental Science, Chongqing University, Chongqing 400044, China

Abstract: Urbanization imposes considerable stress on river health and leads to the so-called “Urban Stream Syndrome.” As an important components in running water ecosystems, benthic macroinvertebrate is sensitive to environmental change and can reflect variations in watershed environments. As a consequence of rising of populations and percentage of construction area associated with increasing urbanization, there have been marked increases in the total amount and concentration of pollution discharged into rivers. As a result, populations of sensitive species either disappear or are reduced in size, whereas Oligochaeta and Chironomidae become the dominant taxa. Biodiversity is decreased and shows a negative and exponential relationship with the intensity of urbanization. Total density of stream biota increases significantly, and collectors become the dominant functional feeding group. The increase in impervious area changes the hydrologic processes of watersheds. Seasonal dynamics of the community component is decreased, whereas the variation in density is increased. Secondary productivity increases, and food web is reduced in complexity. The present paper summarizes the principles and mechanisms underlying the effects of water pollution, hydrology, stream habitat, and land use on stream macroinvertebrates.

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31500375); 中国博士后科学基金项目 (2014M552296); 国家科技重大专项 (2013ZX07104-004-05); 西南大学科研基金项目 (SWU112049)

收稿日期: 2016-06-24; 网络出版日期: 2017-04-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangyg@swu.edu.cn

Further research on urban stream macroinvertebrate ecology is also proposed. It is hoped that this review will promote urban stream ecology research and provide a scientific basis for watershed ecological management and river restoration.

Key Words: urbanization; stream habitat; spatial-temporal pattern; impervious surface; land use; benthic macroinvertebrate; functional feeding group

城市化是人口从农村迁入城市,城市人口比率和城区面积增加的一种现象。城市化的实质是自然生态系统或农业生态系统向城市生态系统的转变^[1]。目前,全球正经历一场快速而剧烈的城市化过程^[2]。2010年,全球城市化水平已从1950年的28.3%增加到50%^[3]。到2030年,全球城市化水平预计达到60%^[4]。

城市化将对河流生态系统产生巨大胁迫,引发一系列“城市溪流综合症(Urban Stream Syndrome)”^[5]。城市化过程中,为了满足建设用地的需求,河流被填埋、裁切、硬化,使得河流水域面积锐减,洪泛平原消失^[6]。近60年的城市拓展让上海中心城区河网密度下降了67.22%^[7],河网结构出现近自然型→井型→干流型的演变趋势^[8]。伴随着绿地面积、农业用地的锐减,公路、房屋用地面积的增加,流域内蒸发量、下渗量减少,地下水位降低,汇流时间缩短^[9]。雨后地表径流量迅速增大,洪水暴发的强度和频率明显增加,加剧了对堤岸和河床的侵蚀,改变河道形态和生境质量^[10],促使流域面内的营养盐和有毒物质更快的汇入河道^[11]。平水期,流域土地蓄水能力降低导致流量下降^[12],难以满足河道生态需水。此外,城市化将大大加入河污水的总量,使得水生生物群落发生明显退化^[13-14]。伴随着流域土地利用变化的加剧以及河流生境和水质的不断退化,尽管城市占地球陆域面积不到3%^[15],但是城市化已成为河流生物多样性丧失的重要原因之一^[16]。

河流大型底栖动物的种类组成、丰度、空间分布、季节动态等能够反映流域环境的变化规律^[17]。相对于其他生物类群(如藻类、鱼类),底栖动物生长周期适中、迁移能力有限、易于采集、数据可靠性高^[18]。因此,大型底栖动物是城市河流生态学研究中最受关注的生物类群^[13,19]。

目前,我国对城市化影响下河流底栖动物群落的生态响应规律和机制关注甚少。为此,本研究根据国外对城市河流底栖动物群落生态学的研究现状,系统阐述了城市化对底栖动物的影响,分析了环境因子对底栖动物群落的作用规律,并且提出了进一步研究的方向,以期为我国城市河流生态学研究、流域生态管控和河流生态系统修复提供科学依据。

1 城市化强度的度量

社会学、经济学领域多采用城市化率(城市人口占总人口的比重)度量城市化强度。不同国家划分城市化强度的标准也不尽相同。我国一般将城市化率30%以下者,划为低度城市化;30%—70%为中度城市;超过70%为高度城市化^[20]。

在以生物多样性为研究对象的城市生态学研究中,一般选用不透水地表面积比例(PIA)度量城市化强度。不同生物类群对城市化强度的响应敏感度不同,因此目前尚无统一的强度划分标准。McKinney按照PIA划分了建城区内不同强度的城市化区域:PIA大于50%的区域为中心城区;20%—50%的区域为郊区;小于20%的区域为城市边缘区域^[16]。

2 研究模式

基于研究区域的选择方式,Paul和Meyer将城市河流底栖动物群落研究分为3类^[13]:第1类是在一个流域中,选择不同城市化强度的小流域,在小流域下游末端设置采样点,然后统计分析城市化对底栖动物群落的影响。第2类是将城市化影响河流(或河段)与非城市化河流(或河段)底栖动物进行对比分析。研究点源污染对底栖动物的影响的论文一般采用这种方法。第3类与第一种类似。不同的是研究对象一般涉及多条河流。因此,研究尺度相对较大,往往涉及多个地理区或气候带。除了这3种类型外,还有第4种类型,即是对

同一流域城市化前后底栖动物群落的对比研究或者是对流域城市化后底栖动物的多年连续监测。通过对 98 篇相关文献的统计分析,发现这 4 类研究的数量比例大致为 31.6%、50%、16.3%、2.0%。

3 城市化对河流底栖动物群落结构与功能的影响

3.1 组成与结构

即便是在对点源污染管控较好的发达国家,也难以避免城市地表径流携带重金属、杀虫剂、高浓度营养盐等污染物进入河流。因此,全世界城市河流底栖动物群落组成与结构的最普遍规律是:寡毛类、摇蚊等少数耐污物种为优势类群;以 EPT 昆虫(蜉蝣目 Ephemeroptera、襀翅目 Plecoptera、毛翅目 Trichoptera)为代表的敏感物种在城市河流中完全消失或者明显减少^[19]。高度城市化的太湖流域中,寡毛类丰度比例占 89.42%^[21]。美国加利福尼亚州 Secret Ravine 河自然河段无红摇蚊(*Chironomus* spp.)分布,而城市化河段红摇蚊达到 49%^[22]。西班牙 La Tordera 河 Sta. Maria de Palautordera 市城区上下游的底栖动物组成的对比分析也表明,尽管下游 EPT 昆虫总密度更高,但是对水环境极敏感的 EPT 昆虫还是分布在上游河段^[23]。敏感种类的减少程度一般与城市化过程中对河流的干扰强度负相关。Little Black Creek 和 Cress Creek 是美国密歇根湖湖畔两个城市化规模大致相当的溪流。前者历史上工业发达,河流底泥中重金属和多环芳烃的浓度高,底栖动物群落中 EPT 昆虫比例只有后者的 1.3%—31.8%^[24]。

在自然河流中,不同生境的底栖动物群落组成往往具有明显差异^[25]。城市化后由于水文特征、渠化、底泥等环境因子的改变,河流生境(如:深潭、浅滩)的复杂性和异质性降低,不同生境中底栖动物群落组成的相似性会明显增加^[26-27]。

需要说明的是,城市化对大多数河流底栖动物的影响是明显的,但是在不同级别、不同类型的河流中的响应程度可能有所不同^[28]。一般来说,高级别河流对城市化敏感程度弱于低级别河流。Angradi 等分别对密西西比河、俄亥俄河城区河段与非城区河段底栖动物进行了对比分析^[29]。结果发现,城区与非城区河段底栖动物群落并无太大区别。甚至在城区河段,部分敏感种多度反而增加。

3.2 多样性、密度

城市化是本地物种丧失的主要因素之一^[30],但是城市化对生物多样性的影响确是相当的复杂。Marzluff 对 51 篇研究城市化对鸟类多样性影响的文章进行了分析,结果发现 61%的研究表明城市化降低了鸟类多样性^[31]。McKinney 对 105 篇关于城市生物多样性文章的分析表明:中度城市化后,65%的研究证实城市化导致植物多样性增加,不到 30%的研究证明陆生无脊椎动物的增加,大约 12%的研究证明非鸟类脊椎多样性的增加;高度城市化后,50%、70.3%、100%的研究分别证实植物、陆生无脊椎动物、非鸟类脊椎动物多样性的降低^[16]。

相对陆生生物而言,城市化对底栖动物多样性的影响规律是十分清晰的。绝大多数研究都表明底栖动物丰富度、科/属的多样性、香农指数等指标与城市化强度存在负相关关系^[32-36]。导致这种差异的主要原因可能主要来自以下几个方面:(1)河流是城市化过程中流域内污染物的主要汇集区。底栖动物直接在水体里摄食,体壁透水性强,大部分甚至全部生活史都离不开水体,且活动能力一般弱于陆生动物。城市化后水质发生的变化将最先作用于底栖动物。(2)中等城市化强度导致陆生生物多样性增加一般被归结于:土地利用转变剧烈及土地利用类型多样化形成了异质性的生境,而多样化的生境维持了更高的生物多样性^[37]。在城市河流生态系统中,中度干扰对底栖动物多样性的促进作用并不如对陆生生物明显。因为在大多数城市化过程中,即使是低水平的人为干扰对河流生境的异质性、多样性的影响也是负面的。此外,城市化过程中的任何污染事件甚至是水体电导率的改变对敏感物种也是致命的^[38]。(3)外来物种引入数量和速率远远超过本地种消失的速率是城市植物多样性增加的重要原因^[39]。对底栖动物而言,很少出现大量外来物种引入城市河流的情况。因此其多样性的降低是不可避免的。

城市化提高底栖动物多样性的特例也是存在的。例如,Brasher 发现由于本土物种很少,Hawaiian 岛屿上

城市河流底栖动物丰富度和多样性就比林区河流高^[40]。其中基于单个样方的丰富度对城市化响应又最为敏感,并且由于可以避免底栖动物在纵向空间上分布差异的干扰,因此一般要优于河段底栖动物总丰富度。

河流生态指标对城市化强度的响应模式是多样的。大致可以划分为3类^[10,41-42]:直线型、缓冲型和指数型(图1)。直线型是指河流生态指标随着城市化强度的增加而稳步降低。缓冲型是指河流生态指标与城市化强度之间存在两个阈值。当流域城市化强度较低时,生态指标变化不明显。当城市化强度超过第一个阈值(一般10%左右)后,指标将发生迅速而明显的衰退。若城市化强度进一步提高,超过第二个阈值,指标降至最低。指数型存在一个阈值。当城市化强度较低时,生态指标与城市化强度近似于线性关系。城市化强度超过阈值后,指标降至最低。底栖动物多样性与城市化强度的关系一般也符合这3种模式,其中指数型相对较多。

城市河流底栖动物的密度与所受干扰程度和方式有关。大多数有机污染负荷下,城市河流底栖动物优势种类为个体小、生活史短、高繁殖力的寡毛类和摇蚊,因此底栖动物的密度较高^[43-45]。但是如果是有机污染负荷过高,排入大量有毒物质和过度取水等情况,则底栖动物的密度可能低于自然河流^[13,40]。

3.3 功能群特征

食物资源是影响河流底栖动物功能群组成的主要原因^[46]。相对于河岸植被茂密的源头溪流,城市河流河岸植被宽度、覆盖度普遍偏低,外源性的有机碎屑输入中粗颗粒有机物(CPOM)减少,细有机颗粒物(FPOM)增加^[19,47]。因此城市化后撕食者、滤食者、捕食者比例一般会明显减少,收集者比例将增加,并且常成为优势类群^[32,48-51]。部分功能摄食群甚至会因为干扰强度过大而消失。例如,Fogaça等通过对巴西南部Maringá市周边河流底栖动物的研究发现捕食者和撕食者在不透水地表面积比例的河流中完全消失^[52]。

对石质或基岩底质河流,城市化后由于河岸植被盖度降低、水深变浅、光照强度增加、水体氮磷营养盐浓度提高,附生藻类生产力增加,从而可能会增加刮食者密度^[52-53]。

3.4 时空格局

自然河流环境条件的季节波动是相当明显。为躲避不利温度^[54]、水文条件^[55],减缓种间或种内竞争^[56],更好的获取食物^[57],底栖动物中的敏感类群多具有明显的季节性生活史^[58]。例如,汉江支流黑竹冲河底栖动物优势种小蜉蛄(*Leptophlebia* sp.)和蜉蛄(*Ephemera* sp.)生活史为一年两代^[59]。前者的羽化主要发生在秋季和冬季,后者的羽化主要发生在夏季和冬季。因此,在未受干扰或受到干扰较小的溪流中,底栖动物群落组成具有显著的季节变化。城市河流环境因子的季节波动规律性相对较弱。群落中无明显季节性生活史的耐污种较多,并且长期保持较高丰度^[60]。因此,城市河流底栖动物群落结构的季节变化一般小于自然河流^[11,58],但是群落密度的季节波动大于自然河流,峰值一般与优势种的峰值一致^[43,61]。

以摇蚊为优势种类的城市河流底栖动物密度峰值一般出现在冬季或春季^[43,61]。湖库水体中寡毛类密度一般在春季和秋末存在两个峰值^[62-63]。春季补充群体出现,总生物量可能不高;秋末老熟个体多,生物量高^[62]。城市河流中寡毛类季节动态规律与湖库水体基本一致^[64],但是往往也受到入河污水温度、有机物含量、洪水强度和频率等因素影响而发生变化。例如,陈萍萍就发现上海市中小型河道中寡毛类密度夏季最高,秋季最低;春季生物量明显低于其他季节^[65]。

研究城市化对底栖动物空间格局影响的工作不多,并且关注重点在城市河流底栖动物的纵向空间格

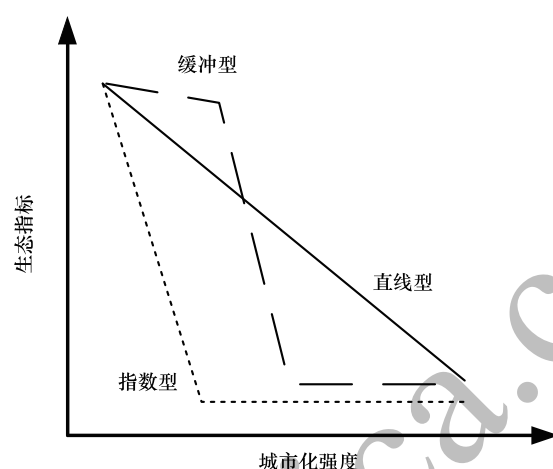


图1 河流生态指标对城市化强度的响应概念模型^[19]

Fig.1 Three concept models of the response of stream biological condition to catchment urbanization^[19]

局^[23,43,66-67]。例如,Ortiz 等发现西班牙 La Tordera 河底栖动物群落在污水处理厂排水口下游 80—90 m 处变化最剧烈。在这个河段,底栖动物密度、物种丰富度、刮食者比例显著增加,收集者比例开始降低,并且排水口下游 90 m 下游河段的底栖动物群落与上游未受污染的河段类似^[23]。其他的研究由于存在采样点设置距离过大,上下游城市干扰强度不一致等问题,因此并未在城市河流底栖动物的纵向分布规律上得出清晰、可靠的结论。

3.5 群落功能

对城市河流底栖动物生产力、种间关系、食物网等功能特征的研究远少于对群落结构的研究。对底栖动物生产力的研究表明:城市河流底栖动物次级生产力均明显高于未受城市化影响河流,并且至少是自然河流的 2 倍以上^[68-71]。原因在于点源、面源污染物的排入,导致营养盐浓度、颗粒有机物增加,促进了附生藻类的生长,增加了食物供给,减缓了被捕食压力(底栖动物密度增加)。相对于自然河流,城市河流底栖动物食物链偏短,食物网复杂性较为简化^[52]。食物的丰富程度对物种间竞争关系影响较大。Vermonden 发现食物丰富的城市河流底栖动物中,本土种和外来种均可以保持较高丰度;食物稀缺的城市河流中,本土种则抑制外来种的丰度^[72]。

综上,城市化对河流底栖动物群落结构和功能的主要影响如下:敏感物种比例降低甚至消失,寡毛类、摇蚊等耐污物种成为优势类群;群落多样性显著降低,并且一般与城市化强度成负指数关系;底栖动物总密度普遍大幅度增加,收集者为主要摄食功能群;群落组成的季节波动减弱,但密度的波动增大;次级生产力明显增加,食物网趋于简化。

4 影响城市河流底栖动物群落的主要环境因素

4.1 水污染

城市河流水体污染物主要来自于两个方面:一是点源,即由集中排放口排入的城市生活污水或工业废水;二是面源,即随径流汇入的污染物。无论是点源污水还是面源径流,甚至是污水处理厂出水,均含有较高浓度的盐分和丰富的有机物。有机物好氧分解降低了城市河流水体的溶解氧含量,排除了喜富氧环境的底栖动物,促进了耐有机污染和耐低氧的寡毛类、摇蚊类、蛭类、螺类、片脚类动物的生长^[73-74]。污水的排入也促进了丝状细菌的生长,感染敏感种,导致其死亡^[75]。Lemly 发现当高翔蜉(*Epeorus* sp.)体表球衣细菌(*Sphaerotilus* spp.)覆盖度超过 25%后,死亡率高达 100%^[76-77]。

污染物的排入提高了水体离子浓度,改变了水体渗透压,对敏感类群造成胁迫^[78-79]。电导率反应的是水体离子总浓度,与城市化干扰强度存在较好的正相关关系^[80],因此很多研究都表明电导率是解释城市河流底栖动物群落退化的重要因子^[81-83]。所有离子中最重要的是两类营养盐:可溶性磷(DIP)和可溶性氮(DIN)。这两类离子是城市河流藻类和水生植物生长必须营养盐,可以显著提高底栖动物次级生产力^[71,84-85],其相对比例和组成变化可以改变河流的生态过程^[80]。可溶性氮中的氨氮对底栖动物群落影响尤为显著^[82,86]。氨氮在水体中以铵离子(NH_4^+)和游离氨(NH_3)的形式存在,且浓度比与水体温度、pH 密切相关^[87]。前者无毒,后者毒性较大。Strayer 和 Malcom 对纽约西南部溪流淡水贝类的调查发现,当游离氨浓度大于 $0.2 \mu\text{g N/L}$ 时,*Elliptio complanata* 种群难以恢复^[88]。Miserendino 等发现在中等氨氮水体中摇蚊以直突摇蚊亚科种类为优势,高氨氮水体中则为摇蚊亚科种类^[82]。

城市河流中有毒物质主要包括重金属、农药、多环芳烃、多氯联苯等。有毒物质主要富集在底泥中,且有机质越丰富的有毒物质浓度越高^[13,89]。底栖动物中以底泥中有机碎屑为食的耐污种类可以富集高浓度的污染物,甚至影响捕食者的生理功能。Dong 等发现水丝蚓(*Limnodilus* spp.)可以富集高浓度的内分泌干扰物(EDCs)^[90]。南方鲶(*Silurus meridionalis*)幼鱼摄食水丝蚓后,全部变为雌性。受污染的底泥向水体持续释放有毒物质^[90]。在底泥受到剧烈水流扰动的时候尤为严重^[91]。水生生物对水体中有毒物质耐受性不一致,但是超过一定浓度的有毒物质一般会降低底栖动物丰度,改变群落结构^[14,92-93]。

4.2 水文特征

城市化后,由于流域不透水面积的增加,河岸缓冲带的消失,土壤板结,流域森林的破碎化以及雨水管网的建设,河流的水文特征被明显改变。大多数研究表明,城市河流底栖动物的衰退与洪水的 5 个特征密切相关:变幅、频率、持续时间、发生季节和变化速率^[12,94-95]。其中影响最大的是洪水频率的提高和强度的增加^[19,96]。

降雨后流速和水位快速上升,水生生物难以在有限的时间内找到庇护所^[97]。洪水频率的增加改变了的河道的形态和河床的稳定性^[98],洪水的冲刷作用对水生生物和底泥进行机械性的清除,降低水生生物生物量和生产力^[99]。洪水的侵蚀和底泥的沉淀是洪水期底栖动物死亡的主要原因^[100-101]。此外,城市河流洪水快速消退后,河漫滩上的水生生物也会因干燥或缺氧死亡^[97]。

4.3 生境破坏

城市化过程中,河道渠化、水坝、桥梁、涵洞、排水管等水利设施的建设改变了河流的物理生境结构。河道渠化是城市河流中最常见的水工工程,且大多数部分或全段面采用现浇混凝土、预制混凝土块体或浆砌石结构进行护坡或护砌^[102]。河道渠化清除了原河床中的石块和大型木质残体,增加了流水对河床的冲刷作用,底栖动物难以找到附着的底质,导致底栖动物多样性降低^[103],洄游种类消失^[104]。城市内的水坝以低水头水坝数量最多,目的在于构建滨水景观。低水头水坝破坏了城市河流的纵向连通性,使得蓄水区河床底质生境均质化,降低了底栖动物的完整性^[105-106]。桥梁、涵洞、排水管对河流生境的影响主要表现在:施工期对河床底质的扰动;建成后改变局部河段的水文流态和泥沙输移特征。涉水桥墩可以导致下游 3—5 倍桥墩长度距离内的河床剧烈侵蚀^[107]。水流剪切作用力的增加可以对底栖动物产生阻隔作用,特别是在直径较小的排水管道中。Resh 在法属波利尼西亚发现, *Atyoidea pilipes*、*Neritina canalis*、*Macrobrachium lar* 三种底栖动物只分布在直径 1 m 的排水管下游,难以通过排水管进入上游河段^[108]。涵洞、排水管对水生昆虫成虫的迁徙也有阻碍作用。有研究发现排水管上游石蛾成虫密度只有下游的 40%,总产卵量明显低于下游^[109]。原因在于排水管较小,阻碍了飞行能力较差的水生昆虫成虫的迁飞通道;同时穿越排水管的成虫会被排水管顶部的捕食者(如:蜘蛛)捕食。

4.4 流域土地利用

(1) 不透水地表面积比例

不透水地表又称为不透水表面是城市中一种人工地表特征,隔离地表水下渗到土壤,割断了城市地表与地下水文联系,主要由城市中的道路、停车场、广场及屋顶等建筑物组成^[110]。不透水地表被认为是评价城市化带来的环境影响以及城市生态系统健康状况的重要内容,在城市生态环境效应评价方面具有重要意义^[111]。

不透水地表面积比例(PIA)是流域内不透水地表总面积与流域面积的比值。作为流域城市化强度的宏观度量指标,PIA 与河流的退化程度高度相关。PIA 越高,底栖动物物种多样性越低,敏感种类越少,耐污种类比例越高。PIA 与底栖动物群落指标之间常见直线型和指数型两种关系模式(图 1),其中指数型明显多于直线型。对 2002 年后发表的相关文章进行分析,发现 10 篇文章表明 PIA 与底栖动物群落指标的关系类型属指数型,1 篇文章为直线型(表 1)。

对底栖动物群落指标而言,指数型的 PIA 阈值一般在 5%—10% 之间,最低可至 0.5%。不同类型河流的阈值也有所不同。King 等在美国马里兰州的研究表明,山区、平原、滨海区河流底栖动物群落阈值分别为 0.68%、1.28%、0.96%^[42]。总体而言,高比降的小流域阈值小,低比降的大流域阈值大^[42]。PIA 可以作为流域城市规划的基准,同时也是建立优先保护区域和生态修复的重要参数^[118]。需要说明的是 PIA 低于阈值时并不表明城市化对底栖动物没有影响^[33]。自然河流中的底栖动物群落对城市化几乎没有抵抗能力^[14,120],即使轻微的 PIA 变化可能对敏感类群的影响都是明显的。

表 1 流域不透水地表对大型底栖动物群落的影响

文献 References	研究区域 Study area	类型 Models	阈值 Threshold	备注 Note
Stepenuck 等 ^[32]	美国 威斯康辛州	指数型	8%—12%	PIA 低于 8% 河流生境质量较好
Wang 和 Kanehl ^[112]	美国 威斯康辛州 明尼苏达州	指数型	7%	EI 超过 7% 群落指标变差
Ourso 和 Frenzel ^[113]	美国 阿拉斯加	指数型	4.4%—5.8%	8 个参数的 PIA 阈值在 4.4%—5.8% 之间
Morse 等 ^[114]	美国 缅因州	指数型	6%	PIA 超过 6%, 水生昆虫丰富度迅速降低, 敏感种类消失
Moore 和 Palmer 等 ^[115]	美国 马里兰州	直线型	—	PIA 与物种丰富度成负的线性关系
Schiff 和 Benoit 等 ^[116]	美国 康涅狄格州 West River	指数型	5%	PIA 超过 5% 河流健康状况 (包括 HBI 指数和 EPT%) 迅速降低, 超过 10% 以后变化不大
Hilderbrand 等 ^[117]	美国 马里兰州 Potapso River	指数型	15%	PIA 达到 15%, 60% 底栖动物物种消失
King 等 ^[42]	美国 马里兰州	指数型	0.5%—2%	80% 的底栖动物物种是 PIA 在 0.5%—2% 时消失, 其余 20% 是 PIA 在 2-25% 时消失
Wang 等 ^[118]	中国 浙江 钱塘江	指数型	3.6%—5.5%	总物种丰富度、EPT 丰富度、Shannon-Weaver 指数的 PIA 阈值分别为 3.6%、3.7%、5.5%
Tippler 等 ^[119]	澳大利亚 悉尼 Georges River	指数型	5%	EI 低于 5% 时, 多样性和 EPT 较高; 大于 18%, 最低
Fogaça 等 ^[52]	巴西 巴拉那州	指数型	1.6%—9.3%	15 个属在 PIA 大于 9% 的河流出现, 24 个属在 PIA 小于 2% 的河流中

* PIA: 不透水地表面积比例 Percent of Impervious Area; EI: 有效不透水地表面积比例 Effective Imperviousness

PIA 阈值可以根据 PIA-底栖动物指数曲线图估测,也可以采用指示类群阈值分析 (Threshold Indicator Taxa Analysis, TITAN)^[121]、局部加权回归散点平滑法 (Locally Weighted Scatter Plot Smoothing, LOWESS)^[122]等方法计算。

考虑到不透水区域中的污染物可能会通过多种途径进入河流,在此过程中会混合其他干扰因素,因此有些学者认为有效不透水地表面积比例 (EI; 即与城市排水系统直接相连的不透水区域所占面积比率),与河流健康状况的关联度优于 PIA^[80]。开展 EI 对底栖动物影响的研究不多,可能与 EI 对土地利用数据精度要求更高有关。

PIA 对底栖动物群落的作用程度也受到河流级别、流域人为干扰类型等因素的限制。PIA 在小流域中对底栖动物群落的作用要大于大流域^[28]。若流域点源污染较多或建有大量水坝,则 PIA 对底栖动物的作用将明显减弱^[123]。在以面源污染为主的流域中,PIA 对底栖动物的作用更明显。因此,对 PIA 正确的认识应该是:PIA 是河流维持健康状态可能性的特征量。PIA 越高,河流维持健康能力越差;PIA 越低,河流维持健康能力越强。

(2) 城市土地利用、景观格局

城市土地利用、景观格局的变化将直接影响河流水文、水体理化性质、河流物理生境质量,最终改变底栖动物完整性^[11]。Potter 等在美国北卡罗来纳州的研究表明,流域土地利用和景观格局指标解释了底栖动物指数中 56.3% 的变化信息^[124]。Kennen 等发现美国东部特拉华河流域内 PIA 解释了 56% 的底栖动物指数变化信息,结合城市土地利用和景观格局指数后,解释量可达到 83%^[94]。相对于 PIA 和城市土地利用,对景观格局与底栖动物群落关系的研究偏少。同时大多数城市土地利用、景观格局指标是相互关联耦合的,很难找到单一的指标来解释城市河流底栖动物群落特征的复杂性。

(3) 土地利用历史

城市化之前的土地利用状况对城市化后的河流底栖动物群落也存在影响^[14,24]。对大多数城市而言,农田是城市化前最常见的土地利用类型。以中国为例,1990—2010 有 70% 的新增城市用地来自于耕地^[125]。在

这种情况下,城市化对底栖动物的作用可能会被之前的农业生产活动所掩盖或混淆^[80]。城市化前,农业生产活动已经导致敏感种类消失^[80];城市化后,之前的农业生产依然对河流底栖动物产生持续的残余影响^[126]。对美国阿巴拉契亚地区 5 条农业区河流和 5 条郊区河流(流域城市化前为土地利用为农田)的对比分析表明,两类河流底栖动物仅在种类组成和多度上有细微差异^[53]。

4.5 尺度效应

底栖动物群落是不同层次、不同时空尺度环境因子综合作用的结果。当前对时间尺度研究较少,对空间尺度的研究较多。在城市河流底栖动物群落生态学研究常选择的尺度包括:区域尺度(Regional scales);涉及该尺度的研究一般见于“1.2 研究模式”中涉及多个流域的研究(第 3 类)。一般选择的环境因子如温度、降雨、经纬度、海拔等。集水区尺度(Catchment scales);也被称为亚流域尺度(Sub-basin)。选择采样点上游集水区内的环境因子,如集水区内的植被类型、土地利用、土壤类型等。河段尺度(Reach scales);采样点至上游源头河道两侧数百米(一般小于 200 m)范围内的区域。常用环境因子为河岸带植被、河岸带土地利用等。局部尺度(Local scales);采样点至上游几百米至数公里,向两侧扩展数百米的区域。常用环境因子为局部尺度内河岸土地利用、河流水文指标、底质组成、水体理化性质等参数

现有的研究表明环境因子变化对城市河流底栖动物的影响具有明显空间尺度效应,但是研究结论在就哪些空间尺度下的环境因子是影响城市河流底栖动物群落的主导环境因子方面却存在着较大差异。Cuffney 等研究了美国 9 个都市圈城市河流底栖动物与环境因子的关系,结果表明,区域尺度上的气候因素(温度、降雨)与城市化过程中河流底栖动物群落的变化关系最密切^[127]。Park 等对韩国 720 个采样点底栖动物群落与环境因子的分析表明,相对于河段尺度的土地利用,集水区尺度土地利用与生物完整性关系更密切^[128]。Schiff 和 Benoit 的研究表明底栖动物群落与采样点上游 5 km 内(河段尺度)不透水面积比例密切相关,而与更大尺度上的不透水面积关系不大^[116]。Roy 等也发现河段尺度的环境指标比集水区尺度的土地利用指标对底栖动物群落的指示性更好^[28]。Herringshaw 等的研究发现局部尺度和亚流域尺度上的土地利用因子与底栖动物的相关性高于其他尺度^[129]。一般来说环境因子对底栖动物群落的影响与研究尺度密切相关。随着研究范围的减小,小尺度环境因子的解释量逐渐增加,而大尺变量的解释量却逐渐下降^[130]。

综上,城市化后,流域人口增加,建设用地比例上升,入河污染物浓度和总量增多,敏感种类首先受到胁迫,同时由于有机物的大量输入寡毛类和摇蚊等耐污染种类密度大大增加;不透水地表面积比例的增加改变了流域自然的水文过程,河流自然节律消失,底栖动物的正常季节波动特征被打破;渠化、筑坝等水工设施降低了河流生境异质性,导致底栖动物多样性衰退。需要注意的是城市化对流域土地利用、河流水质、水文、河流生境等环境因素的影响是系统性、相耦合的,同时具有较强的时空异质性。不同河流类型、不同河段、不同生境内底栖动物的群落组成、功能特征也可能存在较大差异。因此,河流底栖动物对城市化的响应程度是多样的。

5 国内研究进展

国内学者已开展了一些城市化影响区域河流底栖动物的群落生态学工作。目前,对城市化影响区域河流底栖动物的群落生态学的研究主要集中在钱塘江^[118,130-131]和辽河流域^[132-135]。这些研究一般通过分析水体指标、河流生境、土地利用、景观格局等环境因子与底栖动物群落结构的关系,比较不同环境因子影响底栖动物群落结构的相对重要性,揭示包括城市化在内的人类活动与底栖动物群落之间的相互关系。国内其他流域上的研究一般大多仅局限于评估城市河流底栖动物退化状况和研究水质参数或河流生境参数与底栖动物群落的关系^[136-138]。总得来看,国内关于城市化对底栖动物群落影响的研究还存在研究数量偏少,涉及河流类型(如,不同气候区、不同地貌区域的河流)少、研究缺乏系统性等问题。

6 研究展望

(1) 城市化对底栖动物群落组成与结构的影响已经比较清晰,但是对底栖动物功能的研究偏少。因此需

要开展城市河流底栖动物生活史、种群动态、种间关系、行为生态、第二生产力等相关领域的研究。

(2) 对大多数城市来说,城市化是一个漫长的过程。研究城市化对河流底栖动物的影响需要较大的时间尺度。当前的研究多以空间(例如,不同城市化强度的亚流域)替代时间的方式研究城市化的影响,缺少长期研究。因此,需要在即将城市化区域选择代表性河流,对底栖动物进行长期连续的监测,以评估城市化的影响。

(3) 当前开展城市化对河流底栖动物影响的研究主要集中在欧美发达国家,发展中国家相关研究较少。这可能与发展中国家土地利用数据较难获取有关。河流对城市化的响应规律可能在发达国家和发展中国家存在不少差异。因为对很多发展中国家的城市污水都是直接排放,特别是小城镇,而发达国家河流面临的干扰主要是面源污染。另外河流自身属性差异也影响底栖动物的响应特征。研究不同气候区、不同级别、不同土地利用、不同管理模式的城市河流底栖动物,对于进一步认识城市化对河流底栖动物的影响十分重要。

(4) PIA 与底栖动物群落之间关系是当前研究的热点之一。目前,除部分研究按照是否与城市排水系统直接相连划分了有效和无效不透水地表外,几乎所有的研究均未对流域内的不透水地表进行分类处理。不同类型的不透水地表对河流产生的干扰强度差异可能很大。因此需要确定各不透水地表类型的产污染系数,以此为权重系数修正 PIA,使之能更好的说明城市化对底栖动物群落的影响。

(5) 全球气候变化是人类面临的重大挑战。气候变暖导致极端雨热事件频发,加剧了城市河流水文、温度等因子波动的不规律性,对城市河流底栖动物造成巨大胁迫。目前,尚未有研究关注全球气候变化对城市河流底栖动物的影响。探索城市河流底栖动物对全球气候变化的响应是研究底栖动物对气候变化适应和响应机制的重要组成部分。

参考文献 (References):

- [1] 郭冻, 杜世宏, 薛达元. 快速城市化进程中广州市景观格局时空分异特征的研究. 北京大学学报: 自然科学版, 2009, 45(1): 129-136.
- [2] Wang H J, He Q Q, Liu X J, Zhuang Y H, Hong S. Global urbanization research from 1991 to 2009: a systematic research review. *Landscape and Urban Planning*, 2012, 104(3/4): 299-309.
- [3] The World Bank. World development indicators. [2016-06-17]. <http://data.worldbank.org/>.
- [4] United Nations Population Division. World urbanization prospects: the 2014 revision. [2016-05-11]. <http://esa.un.org/unpd/wup/>.
- [5] Meyer J L, Paul M J, Taulbee W K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 2005, 24(3): 602-612.
- [6] May R. "Connectivity" in urban rivers: conflict and convergence between ecology and design. *Technology in Society*, 2006, 28(4): 477-488.
- [7] 赵军, 单福征, 杨凯, 吴阿娜. 平原河网地区河流曲度及城市化响应. *水科学进展*, 2011, 22(5): 631-637.
- [8] 袁雯, 杨凯, 吴建平. 城市化进程中平原河网地区河流结构特征及其分类方法探讨. *地理科学*, 2007, 27(3): 401-407.
- [9] 郑璟, 方伟华, 史培军, 卓莉. 快速城市化地区土地利用变化对流域水文过程影响的模拟研究——以深圳市布吉河流域为例. *自然资源学报*, 2009, 24(9): 1560-1572.
- [10] Walsh C J, Fletcher T D, Ladson A R. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 2005, 24(3): 690-705.
- [11] Helms B S, Schoonover J E, Feminella J W. Seasonal variability of landuse impacts on macroinvertebrate assemblages in streams of western Georgia, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 2009, 28(4): 991-1006.
- [12] DeGasperi C L, Berge H B, Whiting K R, Burkey J J, Cassin J L, Fuerstenberg R R. Linking hydrologic alteration to biological impairment in urbanizing streams of the Puget Lowland, Washington, USA. *Journal of the American Water Resources Association*, 2009, 45(2): 512-533.
- [13] Paul M J, Meyer J L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, 32: 333-365.
- [14] Brown L R, Cuffney T F, Coles J F, Fitzpatrick F, McMahon G, Steuer J, Bell A H, May J T. Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*, 2009, 28(4): 1051-1069.
- [15] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, Redman C L, Wu J G, Bai X M, Briggs J M. Global change and the ecology of cities. *Science*, 2008, 319(5864): 756-760.
- [16] McKinney M L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 2008, 11(2): 161-176.
- [17] Purcell A H, Bressler D W, Paul M J, Barbour M T, Rankin E T, Carter J L, Resh V H. Assessment tools for urban catchments: developing

- biological indicators based on benthic macroinvertebrates. *Journal of the American Water Resources Association*, 2009, 45(2): 306-319.
- [18] 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.
- [19] Walsh C J, Roy A H, Feminella J W, Cottingham P D, Groffman P M, Morgan R P II. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 2005, 24(3): 706-723.
- [20] 侯文若. 走出人口爆炸的困境. 北京: 中信出版社, 1991: 174-174.
- [21] Zhang Y, Liu L, Cheng L, Cai Y J, Yin H B, Gao J F, Gao Y N. Macroinvertebrate assemblages in streams and rivers of a highly developed region (Lake Taihu Basin, China). *Aquatic Biology*, 2014, 23(1): 15-28.
- [22] de Barruel M, West N. A benthic macroinvertebrate survey of Secret Ravine: the effects of urbanization on species diversity and abundance. (2003-12-05) [2012-04-08]. <http://escholarship.org/uc/item/44r0s4c2>.
- [23] Ortiz J D, Martí E, Puig M À. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 2005, 545(1): 289-302.
- [24] Cooper M J, Rediske R R, Uzarski D G, Burton T M. Sediment contamination and faunal communities in two subwatersheds of Mona Lake, Michigan. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(3): 1255-1265.
- [25] 王强, 袁兴中, 刘红, 庞旭, 王志坚, 张耀光. 基于河流生境调查的东河河流生境评价. *生态学报*, 2014, 34(6): 1548-1558.
- [26] Smith R F, Lamp W O. Comparison of insect communities between adjacent headwater and main-stem streams in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, 27(1): 161-175.
- [27] Davies P J, Wright I A, Findlay S J, Jonasson O J, Burgin S. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology*, 2010, 44(4): 685-700.
- [28] Roy A H, Rosemond A D, Paul M J, Leigh D S, Wallace J B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 2003, 48(2): 329-346.
- [29] Angradi T R, Bolgrien D W, Jicha T M, Moffett M F. Macroinvertebrate assemblage response to urbanization in three mid-continent USA great rivers. *Fundamental and Applied Limnology*, 2010, 176(3): 183-198.
- [30] Czech B, Krausman P R, Devers P K. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *BioScience*, 2000, 50(7): 593-601.
- [31] Marzluff J M. Worldwide urbanization and its effects on birds//Marzluff J M, Bowman R, Donnelly R, eds. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. New York: Springer, 2001: 19-47.
- [32] Stepenuck K F, Crunkilton R L, Wang L Z. Impacts of urban landuse on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 2002, 38(4): 1041-1051.
- [33] Cuffney T F, Zappia H, Giddings E M P, Coles J F. Effects of urbanization on benthic macroinvertebrate assemblages in contrasting environmental settings: Boston, Massachusetts; Birmingham, Alabama; and Salt Lake City, Utah//American Fisheries Society Symposium, ed. American Fisheries Society Symposium(47). Anchorage: American Fisheries Society Symposium, 2005: 361-407.
- [34] Walsh C J. Biological indicators of stream health using macroinvertebrate assemblage composition: a comparison of sensitivity to an urban gradient. *Marine and Freshwater Research*, 2006, 57(1): 37-47.
- [35] Mahato M, Kennedy J H. Artificial substrate transfer technique to detect impact of urbanization on colonized macroinvertebrates from a minimally impacted stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 2008, 23(2): 205-212.
- [36] Fitzgerald E P, Bowden W B, Parker S P, Kline M L. Urban impacts on streams are scale-dependent with nonlinear influences on their physical and biotic recovery in Vermont, United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 2012, 48(4): 679-697.
- [37] 毛齐正, 马克明, 鄢建国, 唐荣莉, 张育新, 罗上华, 宝乐, 蔡小虎. 城市生物多样性分布格局研究进展. *生态学报*, 2013, 33(4): 1051-1064.
- [38] McCulloch W L, Goodfellow W L, Black J A. Characterization, identification and confirmation of total dissolved solids as effluent toxicants. *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, 1993, 2: 213-227.
- [39] Sax D F, Brown J H, White E P, Gaines S D. The dynamics of species invasions: insights into the mechanisms that limit species diversity//Sax D F, Gaines S D, Stachowicz J J, eds. *Species Invasions: Insights to Ecology, Evolution and Biogeography*. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 2005: 447-465.
- [40] Brasher A M D. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. *BioScience*, 2003, 53(11): 1052-1060.
- [41] Booth D B, Karr J R, Schauman S, Konrad C P, Morley S A, Larson M G, Burges S J. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association*, 2004, 40(5): 1351-1364.
- [42] King R S, Baker M E, Kazyak P F, Weller D E. How novel is too novel? Stream community thresholds at exceptionally low levels of catchment

- urbanization. *Ecological Applications*, 2011, 21(5): 1659-1678.
- [43] Ortiz J D, Puig M A. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream. *River Research and Applications*, 2007, 23(2): 155-170.
- [44] Morais M, Pinto P, Guilherme P, Rosado J, Antunes I. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 2004, 516(1/3): 229-249.
- [45] Hepp L U, Milesi S V, Biasi C, Restello R M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, 2010, 27(1): 106-113.
- [46] Cummins K W. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 1974, 24(11): 631-641.
- [47] Miserendino M L, Masi C. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators*, 2010, 10(2): 311-319.
- [48] Olive J H, Jackson J L, Bass J, Holland L, Savisky T. Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in the upper Cuyahoga River. *The Ohio Journal of Science*, 1988, 88(3): 91-98.
- [49] Reed J L, Campbell I C, Bailey P C E. The relationship between invertebrate assemblages and available food at forest and pasture sites in three southeastern Australian streams. *Freshwater Biology*, 1994, 32(3): 641-650.
- [50] Lamberti G A, Berg M B. Invertebrates and other benthic features as indicators of environmental change in Juday Creek, Indiana. *Natural Areas Journal*, 1995, 15(3): 249-258.
- [51] Li F Q, Bae M J, Kwon Y S, Chung N, Hwang S J, Park S J, Park H K, Kong D S, Park Y S. Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. *Ecological Modelling*, 2013, 252: 53-62.
- [52] Fogaça F N O, Gomes L C, Higuti J. Percentage of impervious surface soil as indicator of urbanization impacts in neotropical aquatic insects. *Neotropical Entomology*, 2013, 42(5): 483-491.
- [53] Burcher C L, Benfield E F. Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 2006, 25(2): 356-369.
- [54] Sweeney B W, Vannote R L, Dodds P J. The relative importance of temperature and diet to larval development and adult size of the winter stonefly, *Soyedina carolinensis* (Plecoptera: Nemouridae). *Freshwater Biology*, 1986, 16(1): 39-48.
- [55] Delucchi C M, Peckarsky B L. Life history patterns of insects in an intermittent and a permanent stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 1989, 8(4): 308-321.
- [56] Grant P R, Mackay R J. Ecological segregation of systematically related stream insects. *Canadian Journal of Zoology*, 1969, 47(4): 691-694.
- [57] Murphy J F, Giller P S. Seasonal dynamics of macroinvertebrate assemblages in the benthos and associated with detritus packs in two low-order streams with different riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 2000, 43(4): 617-631.
- [58] Johnson R C, Carreiro M M, Jin H S, Jack J D. Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators*, 2012, 13(1): 206-214.
- [59] 李晓宇, 闫云君. 黑竹冲河两种蜉蝣种群动态、生活史、生产量及营养基础研究. *水生生物学报*, 2008, 32(2): 189-194.
- [60] Carlisle D M, Hawkins C P. Land use and the structure of western US stream invertebrate assemblages: predictive models and ecological traits. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, 27(4): 986-999.
- [61] Shieh S H, Kondratieff B C, Ward J V. Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrates in a polluted Colorado plains stream. *Hydrobiologia*, 1999, 411: 191-209.
- [62] 陈其羽, 梁彦龄, 吴天惠. 武汉东湖底栖动物群落结构和动态的研究. *水生生物学集刊*, 1980, 7(1): 41-56.
- [63] 陈立斌, 赵文, 殷守仁, 徐立蒲, 郭凯, 曹欢, 王静波. 官厅水库底栖动物的群落结构及其时空格局. *大连海洋大学学报*, 2012, 27(1): 44-52.
- [64] 任淑智. 北京地区河流中大型底栖无脊椎动物与水质关系的研究. *环境科学学报*, 1991, 11(1): 31-46.
- [65] 陈萍萍. 上海市中小型河道底栖动物群落结构特征及其水质评价应用[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014.
- [66] Voelz N J, Zuellig R E, Shieh S H, Ward J V. The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, 101(1/3): 175-202.
- [67] Batalla Salvarrey A V, Kotzian C B, Spies M R, Braun B. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science*, 2014, 14: 13.
- [68] Shieh S H, Ward J V, Kondratieff B C. Longitudinal changes in macroinvertebrate production in a stream affected by urban and agricultural activities. *Archiv für Hydrobiologie*, 2003, 157(4): 483-503.
- [69] Singer G A, Battin T J. Anthropogenic subsidies alter stream consumer-resource stoichiometry, biodiversity, and food chains. *Ecological*

- Applications, 2007, 17(2): 376-389.
- [70] Güecker B, Brauns M, Solimini A G, Voss M, Walz N, Pusch M T. Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an agricultural stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2011, 68(1): 74-88.
- [71] Johnson R C, Jin H S, Carreiro M M, Jack J D. Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, 2013, 58(5): 843-857.
- [72] Vermonden K, Leuven R S E W, van der Velde G. Environmental factors determining invasibility of urban waters for exotic macroinvertebrates. *Diversity and Distributions*, 2010, 16(6): 1009-1021.
- [73] Gray L. Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A. *Hydrobiologia*, 2004, 518(1/3): 33-46.
- [74] Correa-Araneda F, Rivera R, Urrutia J, De Los Rios P, Contreras A, Encina-Montoya F. Effects of an urban zone on the benthonic macroinvertebrate community of a fluvial ecosystem in southern Chile. *Limnetica*, 2010, 29(2): 183-194.
- [75] Pond G J. Patterns of Ephemeroptera taxa loss in Appalachian headwater streams (Kentucky, USA). *Hydrobiologia*, 2010, 641(1): 185-201.
- [76] Lemly A D. Bacterial growth on stream insects: potential for use in bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 1998, 17(2): 228-238.
- [77] Lemly A D. Using bacterial growth on insects to assess nutrient impacts in streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2000, 63(3): 431-446.
- [78] Kefford B J, Papas P J, Nuggeoda D. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 2003, 54(6): 755-765.
- [79] Kaushal S S, Groffman P M, Likens G E, Belt K T, Stack W P, Kelly V R, Band L E, Fisher G T. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2005, 102(38): 13517-13520.
- [80] Wenger S J, Roy A H, Jackson C R, Bernhardt E S, Carter T L, Filoso S, Gibson C A, Hession W C, Kaushal S S, Martí E, Meyer J L, Palmer M A, Paul M J, Purcell A H, Ramírez A, Rosemond A D, Schofield K A, Sudduth E B, Walsh C J. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 2009, 28(4): 1080-1098.
- [81] 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.
- [82] Miserendino M L, Brand C, Di Prinzio C Y. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, 194(1/4): 91-110.
- [83] Isabel Del Arco A, Ferreira V, Graca M A S. The performance of biological indicators in assessing the ecological state of streams with varying catchment urbanisation levels in Coimbra, Portugal. *Limnetica*, 2012, 31(1): 141-154.
- [84] Lawrence J M, Gresens S E. Foodweb response to nutrient enrichment in rural and urban streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 2004, 19(3): 375-385.
- [85] Davidson-Bennett K M. Watershed urbanization impacts to headwater streams in northeastern Ohio[D]. Columbus: The Ohio State University, 2011: 42-47.
- [86] Williams D D, Williams N E, Cao Y. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environments. *Canadian Journal of Zoology*, 1997, 75(9): 1404-1414.
- [87] 石小荣, 李梅, 崔益斌, 刘征涛, 孙成. 以太湖流域为例探讨我国淡水生物氨氮基准. *环境科学学报*, 2012, 32(6): 1406-1414.
- [88] Strayer D L, Malcom H M. Causes of recruitment failure in freshwater mussel populations in southeastern New York. *Ecological Applications*, 2012, 22(6): 1780-1790.
- [89] Gonzáles A E, Rodríguez M T, Jiménez S J C, Espinosa A J F, de la Rosa F J B. Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediment system. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2000, 121(1/4): 11-29.
- [90] Dong R R, Yang S J, Feng R J, Fang L L, Sun Y L, Zhang Y G, Xie X J, Wang D S. Complete feminization of catfish by feeding *Limnodilus*, an annelid worm collected in contaminated streams. *Environmental Research*, 2014, 133: 371-379.
- [91] Christensen A M, Nakajima F, Baun A. Toxicity of water and sediment in a small urban river (Store Vejleå, Denmark). *Environmental Pollution*, 2006, 144(2): 621-625.
- [92] Rauch S, Morrison G M. Platinum uptake by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* in urban rivers. *Science of the Total Environment*, 1999, 235(1/3): 261-268.
- [93] Rasmussen J J, McKnight U S, Loinaz M C, Thomsen N I, Olsson M E, Bjerg P L, Binning P J, Kronvang B. A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 2013, 442: 420-431.

- [94] Kennen J G, Riva-Murray K, Beaulieu K M. Determining hydrologic factors that influence stream macroinvertebrate assemblages in the northeastern US. *Ecohydrology*, 2010, 3(1): 88-106.
- [95] Steuer J J, Stensvold K A, Gregory M B. Determination of biologically significant hydrologic condition metrics in urbanizing watersheds: an empirical analysis over a range of environmental settings. *Hydrobiologia*, 2010, 654(1): 27-55.
- [96] Coleman J C II, Miller M C, Mink F L. Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 172(1/4): 663-687.
- [97] Walsh C J, Leonard A W, Ladson A R, Fletcher T D. Urban stormwater and the ecology of streams[M]. Canberra: Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 2004: 44-44.
- [98] Doyle M W, Harbor J M, Rich C F, Spacie A. Examining the effects of urbanization on streams using indicators of geomorphic stability. *Physical Geography*, 2000, 21(2): 155-181.
- [99] Biggs B J F, Nikora V I, Snelder T H. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. *River Research and Applications*, 2005, 21(2/3): 283-298.
- [100] Lenat D R, Penrose D L, Eagleson K W. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 1981, 79(2): 187-194.
- [101] Matthaei C D, Peacock K A, Townsend C R. Scour and fill patterns in a New Zealand stream and potential implications for invertebrate refugia. *Freshwater Biology*, 1999, 42(1): 41-57.
- [102] 张展羽, 卢敏, 朱成立. 城镇河道的水生态环境建设和保护. *灌溉排水学报*, 2004, 23(6): 18-20, 33-33.
- [103] Poulton B C, Wildhaber M L, Charbonneau C S, Fairchild J F, Mueller B G, Schmitt C J. A longitudinal assessment of the aquatic macroinvertebrate community in the channelized lower Missouri River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2003, 85(1): 23-53.
- [104] Ramírez A, Engman A, Rosas K G, Perez-Reyes O, Martín-Cardona D M. Urban impacts on tropical island streams: some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosystems*, 2012, 15(2): 315-325.
- [105] Santucci V J Jr, Gephard S R, Pescitelli S M. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 2005, 25(3): 975-992.
- [106] 韩鸣花, 于海燕, 周斌, 张勇, 王备新. 城市溪流中径流式低坝对底栖动物群落结构的影响. *生态学报*, 2012, 32(2): 380-385.
- [107] Cooksley S L, Brewer M J, Donnelly D, Spezia L, Tree A. Impacts of artificial structures on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in the River Dee, Scotland. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 2012, 22(3): 318-330.
- [108] Resh V H. Stream crossings and the conservation of diadromous invertebrates in South Pacific island streams. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 2005, 15(3): 313-317.
- [109] Blakely T J, Harding J S, McIntosh A R, Winterbourn M J. Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 2006, 51(9): 1634-1645.
- [110] 刘珍环, 李猷, 彭建. 城市不透水表面的水环境效应研究进展. *地理科学进展*, 2011, 30(3): 275-281.
- [111] 匡文慧, 刘纪远, 陆灯盛. 京津唐城市群不透水地表增长格局以及水环境效应. *地理学报*, 2011, 66(11): 1486-1496.
- [112] Wang L Z, Kanehl P. Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 2003, 39(5): 1181-1196.
- [113] 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.
- [114] 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, U. S.A. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2003, 89(1): 95-127.
- [115] 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.
- [116] Schiff R, Benoit G. Effects of impervious cover at multiple spatial scales on coastal watershed streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 2007, 43(3): 712-730.
- [117] Hilderbrand R H, Utz R M, Stranko S A, Raesly R L. Applying thresholds to forecast potential biodiversity loss from human development. *Journal of the North American Benthological Society*, 2010, 29(3): 1009-1016.
- [118] Wang B X, Liu D X, Liu S R, Zhang Y, Lu D Q, Wang L Z. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiantang River, China. *Hydrobiologia*, 2012, 680(1): 39-51.
- [119] Tippler C, Wright I A, Hanlon A. Is catchment imperviousness a keystone factor degrading urban waterways? A case study from a partly urbanised catchment (Georges River, South-Eastern Australia). *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(8): 5331-5344.
- [120] Cuffney T F, McMahon G, Kashuba R, May J T, Waite I R. Responses of benthic macroinvertebrates to urbanization in nine metropolitan areas of the conterminous United States//The Third Interagency Conference on Research in the Watersheds. Estes Park: U.S Geological Survey, 2008:

187-194.

- [121] Baker M E, King R S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 2010, 1(1): 25-37.
- [122] R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011.
- [123] Schueler T R, Fraley-McNeal L, Capiella K. Is impervious cover still important? Review of recent research. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2009, 14(4): 309-315.
- [124] Potter K M, Cabbage F W, Blank G B, Schaberg R H. A watershed-scale model for predicting nonpoint pollution risk in North Carolina. *Environmental Management*, 2004, 34(1): 62-74.
- [125] 王雷, 李丛丛, 应清, 程晓, 王晓昶, 李雪艳, 胡雯运, 梁璐, 俞乐, 黄华兵, 宫鹏. 中国 1990—2010 年城市扩张卫星遥感制图. *科学通报*, 2012, 57(16): 1388-1399.
- [126] Harding J S, Benfield E F, Bolstad P V, Helfman G S, Jones E B D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 1998, 95(25): 14843-14847.
- [127] Cuffney T F, Kashuba R, Qian S S, Alameddine I, Cha Y K, Lee B, Coles J F, McMahon G. Multilevel regression models describing regional patterns of invertebrate and algal responses to urbanization across the USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 2011, 30(3): 797-819.
- [128] Park S R, Lee H J, Lee S W, Hwang S J, Byeon M S, Joo G J, Jeong K S, Kong D S, Kim M C. Relationships between land use and multi-dimensional characteristics of streams and rivers at two different scales. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 2011, 47(S1): S107-S116.
- [129] Herringshaw C J, Stewart T W, Thompson J R, Anderson P F. Land use, stream habitat and benthic invertebrate assemblages in a highly altered Iowa watershed. *The American Midland Naturalist*, 2011, 165(2): 274-293.
- [130] 张勇, 刘朔孺, 于海燕, 刘东晓, 王备新. 钱塘江中游流域不同空间尺度环境因子对底栖动物群落的影响. *生态学报*, 2012, 32(14): 4309-4317.
- [131] 刘东晓, 于海燕, 刘朔孺, 胡尊英, 俞建, 王备新. 城镇化对钱塘江中游支流水质和底栖动物群落结构的影响. *应用生态学报*, 2012, 23(5): 1370-1376.
- [132] 李艳利, 李艳粉, 李科. 不同尺度下人类活动对浑太河流域鱼类和大型底栖动物群落特征的影响. *环境科学研究*, 2016, 29(8): 1145-1153.
- [133] 李法云, 郎红伟, 王艳杰, 范志平, 陈佳勃, 鞠文鹏. 辽河流域典型支流土地利用方式对大型底栖动物群落时空分布特征的影响. *环境科学学报*, 2016, 36(3): 767-777.
- [134] 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大型底栖动物完整性的影响. *生态学报*, 2015, 35(19): 6237-6249.
- [135] 李艳利, 李艳粉, 徐宗学. 影响浑太河流域大型底栖动物群落结构的环境因子分析. *环境科学*, 2015, 36(1): 94-106.
- [136] 熊昀青, 由文辉. 苏州河大型底栖动物群落结构初步研究. *上海环境科学*, 2001, 20(5): 218-220.
- [137] 刘宝兴, 由文辉. 黄浦江上游大型底栖动物生物多样性现状. *华东师范大学学报: 自然科学版*, 2007, (4): 124-131.
- [138] 霍堂斌, 刘曼红, 姜作发, 李喆, 马波, 于洪贤. 松花江干流大型底栖动物群落结构与水质生物评价. *应用生态学报*, 2012, 23(1): 247-254.