

东江河岸缓冲带景观格局变化对水体恢复的影响

周 婷, 彭少麟*, 任文韬

(中山大学有害生物控制与资源利用国家重点实验室, 广州 510006)

摘要:以 1998 年, 2006 年的 TM 遥感影像数据为基础, 利用地理系统软件 Arc GIS 对东江主干边缘做 10km 的缓冲区。以 Fragstats 为工具, 利用景观指数从类型水平和景观水平上, 分析河岸带景观格局变化。重点分析了各景观相关要素及景观整体对水体恢复的影响。结果表明: 经过 8a 的变迁, 东江水体斑块面积占河岸带景观面积的比例增加, 水体连通性加强, 破碎化程度有所下降, 体现了在景观格局上流域水体有一定的恢复成效。河岸带区域中植被斑块面积增加, 表明植被覆盖率增大, 会有助于流域的水土保持; 区域中耕地斑块面积在整个河岸带中的比例降低, 对水体水质的污染会有减缓作用; 整个河岸带景观破碎化程度有所下降, 空间连通性相对增加。以上 3 种因素都会对水体的恢复起到促进作用。河岸带地区城市化水平加剧, 这可以从建成地斑块面积增加, 形状更加规则等景观格局特征看出, 反映了人类干扰还在增强, 无疑会对水体恢复造成不利影响。综合分析东江河岸缓冲带景观格局变化可以看出, 东江河岸带水体恢复有一定成效, 但是恢复的力度还有待加强, 特别要注重植被质量的优化, 改善植被的空间配置结构和种类搭配。城市规划中对建成地的选择要考虑河岸带的特殊性。水体的恢复要在景观水平上采取恢复措施, 注重多因子的协调整合, 改善流域尺度的景观格局配置。

关键词:河岸缓冲带; 水体恢复; 景观格局; 东江

文章编号: 1000-0933(2009)01-0231-09 中图分类号: Q143, Q149, Q16 文献标识码: A

Influence of landscape pattern changes on the restoration of stream in Dongjiang River riparian buffer

ZHOU Ting, PENG Shao-Lin*, REN Wen-Tao

State Key Laboratory of Biocontrol, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510006, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(1): 0231 ~ 0239.

Abstract: Rivers are increasingly investigated from a landscape perspective. Recognition and understanding of landscape dynamics as a historical legacy of disturbances are necessary for sustainable management of stream ecosystems. This study analyzed temporal changes in land use and cover patterns in a riparian buffer area in Dongjiang River. To analyze the riverine landscape pattern, we created a buffer zone along the stream of the Dongjiang River with width of 10 km. Based on Thematic Mapper remote sensing data of 1998 and 2006, we identified 6 land use and land cover types using supervised classification techniques, a selected group of landscape metrics at the class and landscape level was used to quantify the changing pattern of land use and land cover in the study region. All of the analyses were performed using a geographic information system and the landscape pattern analysis software Fragstats. The quantitative evidences showed that there was a net increase of 8.57% in total water patch areas as an overall change between 1998 and 2006. The fragmentation of the water decreased as indicated by the larger areas and smaller numbers of patches. Analysis of the metrics revealed that water structure in study area had changed better over the past 8 years in terms of spatial configuration. The coverage of forest becomes larger indicated by the increases of woodland areas. The revegetations of the riparian would be helpful to the soil and water conservation. The proportion of agricultural land patch decreased by 35.72%, which would be responsible for the mitigation of water quality deterioration. The fragmentation of riparian decreased in landscape level, and the structural

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30670385, U0633002); 中山大学张宏达科学研究基金资助项目

收稿日期: 2008-04-14; 修订日期: 2008-11-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lsspsl@mail.sysu.edu.cn

connectivity improved. The changes of woodland, farmland and the connectivity would place positive effects to the restoration of stream. The increasing urbanization indicated by a series of indices' changes such as the increases of PLAND and LSI and so on, which would bring new challenges to water quality. Dramatic changes of the landscapes, which due to the spread of urban land use around the riparian, may hold a negative influence over the restoration of stream. On all accounts, the restoration of Dongjiang River riparian gained effects to some extent, but some aspects should be enhanced. The optimization of vegetation is especially emphasized, and the spatial allocation of vegetation and plant species composition should be improved. The ecological particularity of riparian should be considered in the urban planning. Where water restoration is the goal, integrative measures at the landscape scale are supposed to be adopted. It is suggested that the distributing configuration of landscape pattern was ought to be optimized, and reinforcing the integration of multiple factors, so as to draw appropriate lessons for water ecosystem management.

Key Words: riparian buffer; stream restoration; landscape pattern; Dongjiang

水体生态系统在人类生活环境中具有重要的作用,水体的退化严重制约了人类的用水需求。因此,水体的保护、恢复和重建是人类面临的迫切需要解决的环境问题^[1]。水体恢复的目的是使水体生态系统恢复到较为自然的状态,在这种状态下,水体生态系统具有可持续性,并可提高生态系统价值和生物多样性^[2]。关于水体恢复的研究多集中在水体本身,以河流养分,水的化学性质、水文特性和河流生态系统动力学特性等方面作为水体健康状况的评价指标^[3]。在小空间尺度上,分别研究与水体紧邻的不同土地利用类型对水体的影响^[4,5,6]。然而人类对自然界的影 响是大尺度的,而且导致水体退化的原因主要不是在水体中形成的,而多是在相连的其他生态系统中形成并通过水流排放等引起的。水体恢复时必须坚持大尺度和长期的目标,才能实现整个区域的可持续发展^[7]。

河岸带景观土地利用格局对水体生态系统有直接的影响^[6]。与之相应,对于不同的景观格局,水体恢复要有不同的着眼点以及采取不同的恢复措施。河岸带直接作用于水体,具有自身明显的特点,是敏感的生态交错区^[8],同时又浓缩了整个流域生态环境的特征^[9,10]。大量的研究从景观的角度来理解河流生态系统结构和功能的重要性^[11,12],研究土地利用格局的改变对河岸带景观造成的多方面影响^[13]。然而,关于河岸缓冲带景观格局对水体恢复的影响,同时应用景观生态学原理来指导水体生态恢复的实践,目前这方面的研究尚为缺乏。本研究以东江主干 10 km 缓冲带为主要的研究对象,分析间隔 8a 沿岸的景观格局变化,探讨各景观要素类型及景观整体格局变化对水体恢复造成的影响,以期为东江流域生态水文研究、退化生态系统更新及流域生态系统可持续性经营管理提供理论基础和科学依据。

1 研究区域概况及研究方法

1.1 研究区概况

东江是珠江水系三大水体之一,发源于江西省寻乌县的桎髻钵,自东北向西南流入广东省境内,经龙川、河源、紫金、惠阳、博罗、东莞等县市注入狮子洋,经虎门出海。干流全长 562 km,流域总面积 35340 km²。水资源功能包括:供水、发电、航运、防咸、纳污等。是广东省目前综合开发利用程度最高的流域,担负着向香港、广州及深圳等重要城市供水的任务。

东江流域总的地势为东北高,西南低,海拔在 900 ~ 1500 m 之间。合河坝以上河段为东江上游,河道长 138 km,平均坡降 2.21‰,处于山丘地带,河床陡峻,水浅河窄。合河坝至博罗县观音阁河段为东江中游,河道长 232 km,平均坡降 0.31‰,龙川以下山势逐渐展开,在观音阁附近左岸为丘陵区,右岸为平原。观音阁以下为东江下游,河道长 150 km,平均坡降 0.17‰,两岸为平原区,河岸有堤围,河中多为不固定的沙洲。流域面积 1000 km² 以上的一级支流有 7 条。贝岭水、新丰江、西枝江为东江较大的主要支流。

东江流域地处亚热带季风气候区,年平均降水量 1753 mm,降水以南北冷暖气团交绥的锋面雨为主,多发生在 4 ~ 6 月份,其次是台风雨,多发生在 7 ~ 9 月份。年内降水分配不均,其中 4 ~ 9 月份占全年降水量的

80% 以上^[14]。流域多年平均径流量达 296 亿 m^3 ^[15]。

1.2 研究方法

1.2.1 数据来源

本文所用的遥感数据是美国陆地资源卫星 5 号 (LANDSAT-5) 于 1998 年及 2006 年枯水期获取的 TM 影像,空间分辨率为 30 m。数字高程模型 (DEM) 来自全球土地利用数据库组织 (Global land cover facility, GLCF) 提供的航天飞机雷达地形测绘使命 (Shuttle Radar Topography Mission, SRTM) 数据,空间分辨率 90 m。

1.2.2 遥感数据处理

利用 Erdas 8.7 软件对东江流域的 TM 遥感数据进行几何校正和假彩色合成。合成后的遥感图像经过拼接、镶嵌和整饰后,形成覆盖整个研究区域的全幅遥感图片。

1.2.3 缓冲区提取

利用 Arc GIS 9.0 分析 DEM 数据,生成河网,提取东江主干,以此为基础生成 10 km 的缓冲带矢量数据,用此矢量数据对全幅遥感图片进行切割,得到东江主干缓冲区区域。然后运用软件 Erdas 8.7 对缓冲区 TM 数据进行监督分类 (表 1),并进行分类后处理,解译结果经精度评价后,形成平均总分类精度达到 80% 以上的景观类型分布图 (图 1)。

表 1 景观要素分类及其标准

Table 1 The classification of landscape types

景观要素类型 Land use/land cover classes	分类说明 Description
水体 Water	指天然形成或人工开挖的水面,包括河流、湖泊和基塘等 River, lake, fishpond
建成地 Built-up area	包括城乡居民点以及工矿用地等 Urban-rural land use, factory and mine land use etc.
林地 Woodland	指生长乔木、灌木的天然和人工林,包括有林地、灌木林地、稀疏林地和其他林地 Forest lands, shrub lands and grasslands
耕地 Farmland	种植农作物的土地 Agriculture land use
植被退化区 Degraded vegetations area	指林地中裸露的岩石 Bare stone in the woodland
裸地 Bare land	包括河滩沙地、未利用地等 Bottom and sandy land, unutilized land etc

1.2.4 分析指标及计算方法

景观指数能够高度浓缩景观格局信息,反映其结构组成和空间配置的某些方面^[16]。虽然指数的选择及其科学性是一个被探讨的热点问题^[17~19],但景观格局指数仍然是景观生态学界广泛使用的一种定量研究方法。

景观格局特征通过计算各种景观指数并进一步分析其生态学意义来进行研究。本研究中破碎化指数通过斑块类型面积 (CA)、斑块数量 (NP)、斑块密度 (PD) 来反映;镶嵌度指数通过聚集指数 (AI) 和蔓延度指数 (CONTAG) 来体现;形状指数通过斑块形状指数 (LSP) 来描述;优势度通过景观面积比 (PLAND) 和最大斑块指数 (LPI) 来反映;边缘特征用边缘密度 (ED) 理解;而多样性指数则多表现为香农多样性指数 (SHDI)。因此,本研究选取上述 10 个常用景观指数作为分析指标,采用景观分析软件 FRAGSTATS 3.3 从各年度的景观类型和景观总体两个方面进行指数计算,得到表 2,指数的公式和计算方法均同 FRAGSTATS 的表示方式。

为了反映景观格局的定量变化,计算景观指数的变化率 (图 2 ~ 图 5),表达式为: $R = (I_{06} - I_{98}) / I_{98} \times 100\%$, I_i 为景观指数值。

2 结果与分析

对东江主干河岸带两个时段各景观要素的景观指数进行计算,并分析 2006 年相对于 1998 年各景观指数的变化率,探讨东江河岸带水体的恢复情况及其影响因子。

2.1 东江主干河岸带水体景观恢复特征

河流作为景观中的廊道,其景观格局发生一系列变化。分析表 2 的数据,将东江主干河岸带水体景观的

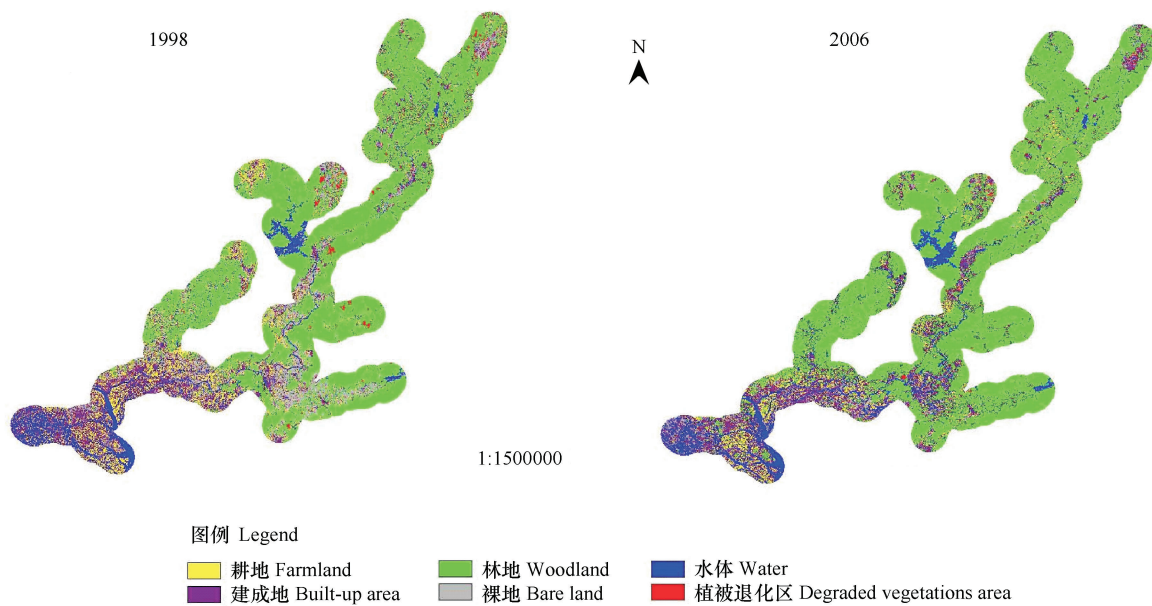


图1 缓冲带景观类型分布图

Fig. 1 Landscape types of Dongjiang River riparian in 1998 and 2006

表2 东江主干河岸带两个时段的景观指数值

Table 2 Landscape indices of Dongjiang River riparian in 1998 and 2006

时段 Phase	指数 Index	景观要素 Landscape components						景观 Landscape
		水体 Water	建成地 Built-up area	林地 Woodland	耕地 Farmland	植被退化区 Degraded vegetations area	裸地 Bare land	
1998	CA (hm ²)	129007.80	282378.50	901854.70	205055.70	35014.50	275170.30	1828482.00
	PLAND	7.06	15.44	49.32	11.21	1.91	15.05	100.00
	NP	63187.00	293020.00	98729.00	359672.00	86322.00	149155.00	1050085.00
	PD	3.46	16.03	5.40	19.67	4.72	8.16	57.43
	AI	79.64	60.53	89.83	51.26	54.67	72.74	77.01
	LPI	2.61	0.83	5.23	0.14	0.06	1.39	5.23
	LSI	244.47	699.66	322.89	736.21	283.20	477.30	520.77
	ED	19.14	81.20	66.44	72.82	11.57	54.66	152.91
	CONTAG	—	—	—	—	—	—	38.19
	SHDI	—	—	—	—	—	—	1.43
2006	CA (hm ²)	140070.20	330849.50	1066953.00	131817.80	33987.87	124829.40	1828508.00
	PLAND	7.66	18.09	58.35	7.21	1.86	6.83	100.00
	NP	53877.00	164386.00	112691.00	229978.00	128338.00	179773.00	869043.00
	PD	2.95	8.99	6.16	12.58	7.02	9.83	47.53
	AI	83.28	69.37	89.07	52.38	37.54	59.27	79.43
	LPI	2.22	1.51	16.43	0.05	0.02	0.06	16.43
	LSI	209.40	587.86	377.06	576.71	383.94	480.16	466.36
	ED	17.08	73.81	84.48	45.76	15.47	37.04	136.81
	CONTAG	—	—	—	—	—	—	44.55
	SHDI	—	—	—	—	—	—	1.27

CA: 景观类型面积 Class Area; PLAND: 景观比例 Percentage of landscape; NP: 斑块数量 Number of Patches; PD: 斑块密度 Patch Density; AI: 聚集指数 Aggregation Index; LPI: 最大斑块指数 Largest Patch Index; LSI: 景观形状指数 Landscape Shape Index; ED: 边缘密度 Edge Density; CONTAG: 蔓延度指数 Contagion Index; SHDI: 香农多样性指数 Shannon's Diversity Index; 下同 the same below

变化总结于图 2。由于本文所选取的 TM 成像时段属于东江的枯水期,所以水体的格局变化可体现出其自身的变化特征,而非由于降水等气候要素导致。

从图 2 可以看出,水体的总面积由 1998 年的 129007.80hm² 增加到 2006 年的 140070.20 hm²,增加率为 8.57%。在整个河岸带中所占的比例也从 7.06% 增加到 7.66%。从图 1 中 1998 与 2006 年结果的对比可以看出,河道的宽度有所增加,一些河道中间的裸地消失成为水体。部分河道附近的河滩沙地消失,取而代之的是水域或植被等其他地物类型。而斑块密度减少,降低的百分率为 14.73%,说明一些小斑块合并成了大的斑块,水体的破碎化程度在下降。聚集度指数增加说明斑块空间连接性增加,并趋于成片分布。

最大斑块指数、斑块形状指数减小说明了水体在景观中的优势度减小,斑块自相似性增强,形状趋于规则简单,说明受干扰加强,这与遥感图上观察到的河道边缘由多沙地的曲线变为水体的圆滑直线结果一致。水

体的边缘长度及密度减小了 10.78%。边缘长度及密度反映了水体的蜿蜒特征,边缘长度的减小说明河流被裁弯取直后缩短了长度。研究表明,弯曲河流拥有更复杂的动物和植物群落,从而是水系自净能力的主要部分^[20]。而由于河道缩短,使水流入海的速度加快,导致水流自净能力下降以及增加入海的营养物质输送。

从景观格局方面来看,作为景观中重要的廊道,水体经过近 10a 的变迁,其破碎化程度降低,结构连接度有所提高,可以更好地发挥物质能量的传输作用。但同时河道边缘密度下降,形状变得简单,改变了河流的空间复杂性^[21]。这对于水体自然状态的保持是不利的,所以,虽然在景观格局方面水体空间结构有所改善,但是河道复杂度却下降。

总的来说,水体恢复的效果主要体现在,面积增加,空间连通性改善,但是河道边缘减小,形状单一。作为河岸带中的廊道,水体的景观格局变化是多方面因素共同作用的结果。不同的景观要素对水体恢复起到促进或抑制等不同的作用。

2.2 对水体恢复起到促进作用的景观格局变化

林地、耕地这两类景观要素及河岸带整体水平上的景观连通性,这三方面的特征变化对水体的恢复都会起到促进作用。植被覆盖率的增加,一方面利于河岸带水土保持,另一方面对生物生境的维护起到积极作用;耕地面积的减少,在降低对水资源使用的同时减少了对水体水质的污染;景观破碎化程度降低,增加了整体完整性,使水体流通性增强。三者对水体恢复有一定的正效应。

2.2.1 东江主干河岸带林地景观变化对水体恢复的作用

从表 2 可以看出,本研究区各种斑块类型在近 10a 间尽管发生了复杂的变化,但是占优势地位的景观要素始终是林地,占河岸带总面积的一半左右,可认为是河岸带景观的基质。由表 2 数据的分析得到景观指数变化率(图 3),从 1998 年到 2006 年,林地面积从 901854.70hm² 增加到 1066953.00hm²,增加率为 18.30%,森林覆盖率增加。斑块密度增加了 14.14%,说明林地景观破碎化程度在增加。聚集指数出现了减少的情况,景观形状指数增加,说明林地呈分散分布,形状更加复杂,其原因是林地的人工恢复区域范围比较分散,不够集中。林地最大斑块指数大幅增加,增幅达 214.08%,说明林地在景观中的优势有所增加,在景观中发挥的作用变大,整个区域的景观结构变得简单。

由此可以看出,植被的恢复是卓见成效的。林地可以降低水体的非点源污染从而改善水质,另外通过截取降雨量对水体流量造成影响^[22]。对维护和恢复水体生态健康有极为重要的功能^[23]。有研究表明,组成丰

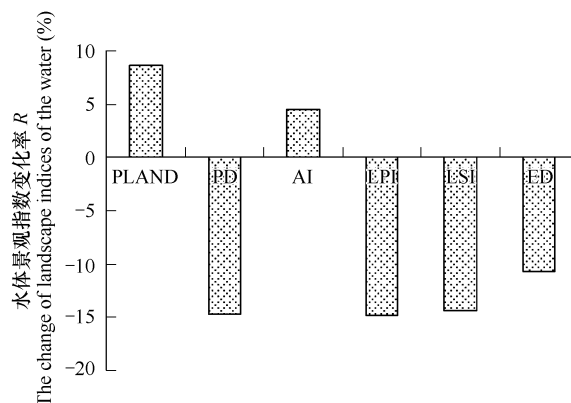


图 2 水体景观指数变化率 R

Fig. 2 The change of landscape indices of the water in the years 1998 ~ 2006

富、多样性高的植被景观可有效地削减流域极端径流的出现,提高流域生态系统的稳定性^[24]。河岸缓冲带的植被有助于流域的水土保持,对于水体的恢复是起到正效应的,也就是说,植被的恢复会促进水体的生态恢复。但是林地斑块之间的连通性和破碎化程度也有所增加。就植被而言,仅考虑森林覆盖率的影响是不全面的,只有对流域景观结构进行深入分析,才可较为完整地揭示植被的空间分布特征及其对流域的综合作用^[25]。

2.2.2 东江主干河岸带耕地景观变化对水体恢复的作用

耕地景观的变化由表2的数据和图3的景观指数变化率得以体现。分析得出,耕地面积下降了35.72%,斑块密度下降,耕地的破碎化程度在下降;最大斑块面积比减小说明耕地在景观中的优势度在减小,发挥的作用降低;景观形状指数下降说明斑块形状更加规则;聚集度指数的增加说明斑块空间连接性增加,并趋于成片分布。

耕地灌溉是东江用水的重要方面,耕地的减少某种程度上降低了对水体的利用率。而且由于耕地的季节性,在非生长季对河岸带水土保持能力非常弱,耕地减少转为林地等地物类型增强了河岸带的防护功能。另外,农业化肥的使用是造成面源污染引发水质退化的一个主要原因^[26],污染物的化学成分主要是N和P,而河岸缓冲带可以有效地阻止和减少N化合物进入水体,效果与其宽度呈正相关^[27]。耕地覆盖面积的下降减少了对水体污染物的排放,对水质恶化会有减缓的作用。

2.2.3 东江主干河岸带景观格局整体特征变化对水体恢复的作用

东江河岸缓冲带景观整体格局发生了一系列变化,表2的数据有所体现,同时计算各景观指数变化率后直观地表现于图4。1998年研究区内共有1050085个斑块,而到了2006年斑块数下降到869043个,相应的斑块密度下降了17.24%,景观破碎化程度下降。聚集指数相对增加,景观要素类型空间分布趋于集中,空间连通性相对增加。景观形状指数下降,说明由于人类影响作用的加强,景观形状变得更加规则。香农多样性指数降低了11.39%,说明土地利用向着单一化和非均匀化方向发展,这与景观中优势要素类型(林地、建成地)继续增加,而非优势要素类型(裸地、植被退化区)大幅减少有关。总体来说,景观连接度增加,破碎化程度有所降低。

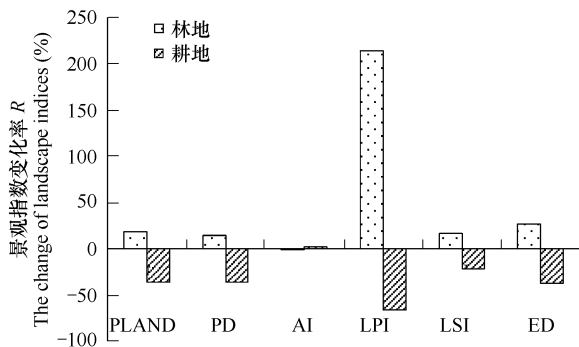


图3 林地及耕地景观指数变化率

Fig. 3 The change of landscape indices of the woodland and agriculture in the years 1998 ~ 2006

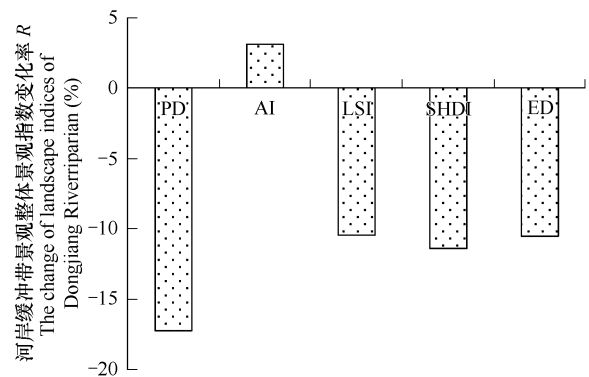


图4 河岸缓冲带景观整体景观指数变化率 R

Fig. 4 The change of landscape indices of Dongjiang River riparian in the years 1998 ~ 2006

退化生态系统的结构和空间格局往往具有明显的不合理性,具体可表现为结构类型单一、空间异质性差、空间连接度低、破碎化程度高等方面^[7]。通过对结果的分析得出,近10a来,虽然由于人类干扰的逐渐加强,河岸带整体景观格局趋于单一化,对水体的恢复会有不利效应,但是景观破碎化降低更为显著,说明近年来封山育林和退耕还林还草等活动对于水体的恢复有促进效应。河岸缓冲带整体景观格局的变化有利于水体的恢复。

景观破碎化是一个连续过程,是逐步发生的,景观内的各要素也在破碎化的过程中逐步发生改变。破碎化过程取决于人类的土地利用,人与自然干扰造成了景观的破碎化,植被的恢复遮掩或减轻了破碎化^[28]。许

多生态学现象对空间异质性及空间斑块之间的流动是非常敏感的^[29],水质、水量和流量与景观特征有强烈的相关性,流域内景观破碎化的降低,对水体面积的增加有促进作用。土地利用和景观格局的大尺度变化及其协同效应对水文和水体、湿地及河口生态学过程的影响受到了广泛关注^[30]。研究者逐渐认识到在景观尺度上人类活动对水体生态系统的生态完整性是一个主要的威胁^[31]。所以,水体的恢复必须要考虑景观水平上格局的变化,尤其注意对景观破碎化程度的研究。

2.3 对水体恢复有负作用的地物类型格局变化

对水体恢复有负作用的地物类型主要是建成地,包括城镇、工厂等用地类型。这些地物类型是人类社会的产物,由人类的干扰造成。通过对表2中数据的整理,得出建成地景观指数的变化率,如图5。

相对于1998年,2006年的建成地用地面积增加了17.16%,城市化水平提高。但是斑块数和斑块密度都减少,说明一些小斑块合并成了大的斑块,破碎化程度在减小;同时景观形状指数减小,说明建成地斑块形状更为简单规则,这与人类对城市用地的规划加强有关;聚集度指数有所增加,说明斑块更趋于离散分布,斑块间的连接度增加,空间连通性相对增强。最大斑块指数大幅增加,为82.17%,说明建成地用地在整个景观中所占的比重增加,整个区域以大城市为中心进行扩张,同时,一些新建中小型城市的发展也初具规模,更多小型城市分散分布。

城市的发生、发展与水体密切相关,但是城市化的发展直接或间接地改变着水环境。尤其是人类赖以生

存的淡水生态系统,对城市化效应更加敏感^[32]。城市化使河岸带地表硬化,沉积物产量减少,城市排水管网系统绕过河岸带地区直接进入水体^[33]。城市化、工业化的结果,产生大量废弃物,污染水体水环境,破坏城市水生态系统平衡,使水域生态功能降低^[34]。水利部珠江水利委员会的《珠江片水资源公报》^[35]报告了近几年来珠江流域水资源情况,近年来东江水质有恶化的趋势,2000年时东江为Ⅱ类和Ⅲ类水,分别占所评价水体总长的40.21%和59.79%。2006年,Ⅱ类和Ⅲ类水所占比例下降为33.54%和26.50%,Ⅳ类、Ⅴ类水显著增加,分别为18.53%和0.31%,尤其是劣Ⅴ类水极显著地增加到21.32%,说明水质恶化现象比较严重。这与污水的排放量增加不无关系,其中排入河流中的污染物逐年增加显著,从2000年的4.13t增加到2006年的10.95亿t,污水排放量的大量增加和城镇污水处理设施建设严重滞后是引起东江中下游水质下降的主要原因。

相关研究的数据资料表明,东江流域多年来径流量有不显著增加的趋势^①。其中土地利用/土地覆被变化引起的流域下垫面条件变化是影响东江流域径流变化的主要因素。即城市建设造成的不透水面积增加,农业和其它活动造成的水土流失和植被下降等减小了流域的储水能力,间接地减少了流域的蒸发,这是引起流域内径流量增加的主要原因^[36]。

城市化作为人类对自然的一项重要的干扰活动,对水体造成了较为严重的负面影响。城市化水平加剧,人口增加,工业发展,无疑会对水体水质有很大的影响,近几年水质恶化的趋势即可说明此问题。另外,由于人类社会发展的需求,水体受到了如河流改道、河岸带硬化、建设区开发等一系列影响,天然水体的自然形态被极大改变。同时,生物栖息地(包括水生生物及河岸带的陆生生物)也受到影响,相应会影响生物自身的生存及其相互作用。所以,尽管植被覆盖率的增加及耕地和未利用地的减少,对水体的恢复起到了促进作用,但

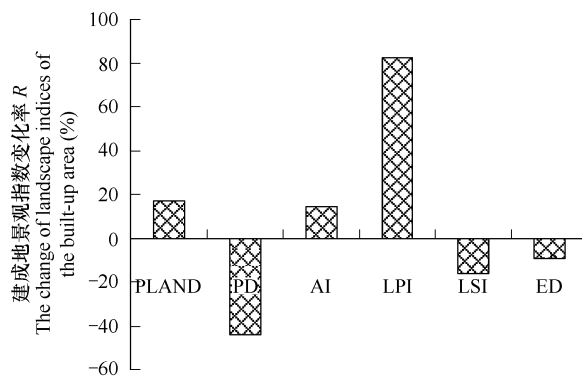


图5 建成地景观指数变化率R

Fig. 5 The change of landscape indices of the built-up area in the years 1998 ~ 2006

① 王兆礼. 气候与土地利用变化的流域水文系统响应——以东江流域为例. 中山大学博士学位论文. 2007. 144 ~ 146.

是仍然无法抵消人为因素造成的城市化对水体产生的负效应。

3 结论与建议

利用景观生态学的理论及方法,研究了东江主干河岸带水体及其他景观要素景观格局的变化。分析了水体的恢复情况,探讨了相关的几种景观要素和河岸带景观整体的格局变迁对水体恢复的影响。

(1) 经过 8a 的变迁,东江水体的生态恢复有一定成效。水体景观面积增加,河道变宽,连通性加强,但同时河道边缘长度减小,形状单一。这是多种自然景观要素以及人类共同作用的结果。其中植被覆盖率的增加,耕地面积的减少和景观破碎化程度的降低对水体恢复起到促进作用。水体景观格局优化的这种趋势要继续保持并不断加大恢复力度使其有进一步发展。

由以上分析得出,要对水体进行恢复,一定要注重改善流域尺度的水体景观格局配置,要借鉴景观格局理论方法,研究流域中斑块、廊道、基质的空间构型及其组合配置。因地制宜,注重横向、纵向格局类型匹配,优化植被质量,提高植被的空间配置结构和种类搭配。将河岸带作为一个整体进行研究,提高流域的空间异质性,尤其重视水体作为廊道连接斑块的重要生态功能。

(2) 景观中不利于水体恢复的因素。城市化水平加剧,人口增加,工业发展,无疑会对水体恢复造成负面影响。所以,尽管植被覆盖率的增加及耕地和未利用地的减少,对水体的恢复起到了促进的作用,但是仍然无法抵消人为因素造成的城市化对水体产生的负效应。

综合看来,仍需加强水体沿岸的恢复工作,尤其要结合人类社会经济等方面因素。首先控制人口的持续增长,同时加强水体恢复重要性的宣传教育,从根本上降低对水体的干扰程度。其次特别注意河岸带周围的城市化进程,城市规划中考虑河岸带的特殊性,城市化和发展工业的同时采取一系列具体措施,如工业运作中提倡清洁生产,大力控制污水的排放和处理,努力实现水的循环再利用等。总之,在社会发展的同时要考虑自然环境的生态承载力,以达到河流生态的良性循环。

(3) 水体的恢复受多方面因素的影响,其中河岸带景观整体更有其独特的综合作用。而由于人类的干扰,东江河岸带景观多样性水平有所下降,景观类型趋于单一。在未来发展的过程中,要结合中度干扰的生态学理论,增加空间异质性及景观多样性水平,提高资源优化配置,实现可持续发展。

本文是从东江流域缓冲带角度来探讨,并未区别流域的上下游。事实上,东江游流域上下游差别非常明显。上游地势较高,森林覆盖率高,有丰富的植物、动物资源,而下游城市化程度很高,植被覆盖率低,水系发达,水体众多。未来还应该加强不同空间尺度上的研究,以期因地制宜地制定恢复策略。

References:

- [1] Ren H, Zhang Q M, Peng S L. The restoration of degraded terrestrial aquatic ecosystem. *Tropical Geography*, 2003, 23(1): 22–25.
- [2] Dong Z R. On the design principles of eco-hydraulic engineering. *Journal of Hydraulic Engineering*. 2004, 10: 1–6.
- [3] Ni J R, Liu Y Y. Ecological rehabilitation of damaged river system. *ShuiLi XueBao*, 2006, 37(9): 1029–1037.
- [4] Herlihy A, Stoddard J L, Johnson C B. The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the Mid-Atlantic region, USA. *Water Air Soil Pollut*, 1998, 105: 377–86.
- [5] Wang L Z, Lyons J, Kaneh P, *et al.* Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries*, 1997, 22(6): 6–12.
- [6] 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.
- [7] Peng S L. *Restoration ecology*. Beijing: China Meteorological Press, 2007. 165–173.
- [8] Thomas J R, Middleton B, Gibson D J. A landscape perspective of the stream corridor invasion and habitat characteristics of an exotic (*Dioscorea oppositifolia*) in a pristine watershed in Illinois. *Biological Invasions*, 2006, 8(5): 1103–1113.
- [9] Bi X L, Zhou R, Liu L J *et al.* Gradient variations in landscape pattern along the Jinghe River and their driving forces. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5): 1041–1048.
- [10] Decamps H. River margins and environmental change. *Ecological Applications*, 1993, 3(3): 441–445.
- [11] Hynes H B N. 'The stream and its valley', *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 1975, 19, 1–15.
- [12] Gregory S V, Swanson F J, McKee W A, *et al.* An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 1991, 41: 540–551.
- [13] Moffatt K C, Crone E E, Holl K D, *et al.* Importance of hydrologic and landscape heterogeneity for restoring bank swallow (*Riparia riparia*) colonies

- along the Sacramento River, California. *Restoration Ecology*, 2005, 13: 391 — 402.
- [14] Deng N R, Li D Q, Wang J Z, *et al.* The characteristic of spatial distribution of soil erosion in Dongjiang Basin of Guangdong Province. *Soil and Water Conservation in China*, 1999(5): 21 — 23.
- [15] Wang M L, Xia J. Influences of land use changes and climatic vibration on water circulation in the east river valley. *Pearl River*, 2004(2): 4 — 7.
- [16] Wu J G. *Landscape ecology-pattern, process, scale and grade*. Beijing: Higher Education Press, 2000. 99 — 110.
- [17] Tischendorf L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 2001, 16(3): 235 — 254.
- [18] Saura S. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19(2): 197 — 209.
- [19] Li X Z, Bu R C, Chang Y, *et al.* The response of landscape metrics against pattern scenarios. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1): 123 — 134.
- [20] Boon P J, Calow P, Petts G E, eds. Translator, Ning Y, Shen C Z, Tan B Q *et al.* *River conservation and management*. Beijing: Chinese Science and Technique Press, 1997. 192 — 197.
- [21] Schlosser I J. *Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective*. *BioScience*, 1991, 41(10): 704 — 712.
- [22] Van der Walt I J, Struwig A, van Rensburg J R. Forestry as a streamflow reduction activity in South Africa: Discussion and evaluation of the proposed procedure for the assessment of afforestation permit applications in terms of water sustainability. *GeoJournal*, 2004, (61): 173 — 181.
- [23] Chen Q W, Ouyang Z Y. Watershed ecology and modeling system. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5): 1184 — 1190.
- [24] Suo A N, Yu B, Wang T M, *et al.* Regulation of vegetation landscape pattern on runoff in watershed of loess plateau. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(4): 40 — 43.
- [25] Wang H S, Liu G B, Wang Q N. Effect of vegetation as whole in watershed on protecting soil from erosion and dissection of its landscape structure. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(5): 73 — 77.
- [26] Griffith J A. Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, 138(1-4): 181 — 197.
- [27] Mayer P M, Reynolds S K, McCutchen M D, *et al.* Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(6): 1172 — 1180.
- [28] Yu X X, Niu J Z, Guan W B, *et al.* *Landscape ecology*. Beijing: Higher Education Press, 2006. 11 — 13.
- [29] Pickett S T A, Cadenasso M L. *Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems*. *Science*, 1995, 269: 331 — 334.
- [30] Jones K B, Neale A C, Nash M S, *et al.* 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: 301 — 312.
- [31] Strayer D L, Beighley R E, Thompson L C, *et al.* Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 2003, 6(5): 407 — 423.
- [32] Kearns F R, Kelly N M, Carter J L, *et al.* A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management. *Landscape Ecology*, 2005, 20(1): 113 — 125.
- [33] White M D, Greer K A. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 74(2): 125 — 138.
- [34] Chen Y X, Xu Y P, Li J J. Analysis of ecological function and ecological construction of urban river: A case study of Nanjing City. *Bulletin of Science and Technology*, 2006, 22(3): 299 — 303.
- [35] <http://www.pearlwater.gov.cn/xxcx/szygg/>
- [36] Shi J Z, Chen X H, Wu T. Study on rainfall and runoff change tendency and its causes in East River Valley. *Water Resources and Power*, 2005, 23(5): 8 — 10.

参考文献:

- [1] 任海, 张倩娟, 彭少麟. 内陆水体退化生态系统的恢复. *热带地理*, 2003, 23(1): 22 ~ 25.
- [2] 董哲仁. 试论生态水利工程的设计原则. *水利学报*, 2004, 10: 1 ~ 6.
- [3] 倪晋仁, 刘元元. 论河流生态修复. *水利学报*, 2006, 37(9): 1029 ~ 1037.
- [7] 彭少麟. *恢复生态学*. 北京: 气象出版社, 2007. 165 ~ 173.
- [9] 毕晓丽, 周睿, 刘丽娟, 等. 泾河沿岸景观格局梯度变化及驱动力分析. *生态学报*, 2005, 25(5): 1041 ~ 1048.
- [14] 邓南荣, 李定强, 王继增, 等. 广东省东江流域土壤侵蚀空间分布特征研究. *中国水土保持*, 1999(5): 21 ~ 23.
- [15] 王渺林, 夏军. 土地利用变化和气候波动对东江流域水循环的影响. *人民珠江*, 2004(2): 4 ~ 7.
- [16] 邬建国. *景观生态学——格局、过程、尺度与等级*. 北京: 高等教育出版社, 2000. 99 ~ 110.
- [19] 李秀珍, 布仁仓, 常禹, 等. 景观格局指标对不同景观格局的反应. *生态学报*, 2004, 24(1): 123 ~ 134.
- [20] Boon P J, Calow P, Petts G E, 编著. 宁远, 沈承珠, 谭炳卿 等译. *河流保护与管理*. 北京: 中国科学技术出版社, 1997. 192 ~ 197.
- [23] 陈求稳, 欧阳志云. *流域生态学及模型系统*. *生态学报*, 2005, 25(5): 1184 ~ 1190.
- [24] 索安宁, 于波, 王天明, 王辉, 葛剑平. 泾河流域植被景观格局对流域径流的调节作用. *水土保持学报*, 2005, 19(4): 40 ~ 43.
- [25] 王晗生, 刘国彬, 王青宁. 流域植被整体防蚀作用及景观结构剖析. *水土保持学报*. 2000, 14(5): 73 ~ 77.
- [28] 余新晓, 牛健植, 关文彬, 等编. *景观生态学*. 北京: 高等教育出版社, 2006. 11 ~ 13.
- [34] 陈云霞, 许有鹏, 李嘉峻. 城市河流的生态功能与生态化建设途径分析. *科技通报*, 2006, 22(3): 299 ~ 303.
- [35] <http://www.pearlwater.gov.cn/xxcx/szygg/>
- [36] 石教智, 陈晓宏, 吴甜. 东江流域降雨径流变化趋势及其原因分析. *水电能源科学*, 2005, 23(5): 8 ~ 10.