

# 九龙江流域土地利用/景观格局-水质的初步关联分析

黄金良<sup>1,2</sup>, 李青生<sup>2</sup>, 洪华生<sup>1,2</sup>, 林杰<sup>2</sup>, 曲盟超<sup>2</sup>

(1. 厦门大学福建省海洋环境科学联合重点实验室, 厦门 361005; 2. 厦门大学环境科学研究中心, 厦门 361005)

**摘要:**选取亚热带中尺度流域九龙江为研究对象,运用空间分析与统计分析方法,从全流域和河岸缓冲区尺度分别建立了九龙江流域 2002 年和 2007 年土地利用、景观格局与河流水质的关联。结果表明,2002 年和 2007 年土地利用/景观格局-水质的关联基本一致,表现为建设用地面积比例与  $BOD_5$ 、 $NO_3^-$ -N、 $NH_4^+$ -N 和高锰酸盐指数呈负相关,与 DO 呈负相关;林地面积比例与  $NO_3^-$ -N、 $NH_4^+$ -N 和高锰酸盐指数呈负相关;耕地与  $NO_3^-$ -N、 $NH_4^+$ -N 和高锰酸盐指数呈负相关性。景观多样性指数 (SHDI) 与高锰酸盐指数、TP、 $NH_4^+$ -N 呈正相关,与 DO 呈负相关;最大斑块指数 (LPI) 与  $BOD_5$ 、高锰酸盐指数、TP 和  $NH_4^+$ -N 呈负相关,而与 DO 呈正相关;斑块密度 (PD) 与  $BOD_5$ 、TP 和  $NH_4^+$ -N 呈正相关;但其它的景观指数与水质的关联无法被合理地解释。相对于全流域,缓冲区的土地利用面积比例和景观指数与河流水质的关联更为显著,因为大部分水质参数在缓冲区都能被更好地解释,表现在调整判定系数 Adjusted  $R^2$  更大;土地利用面积比例比景观指数能够更好地预测水质,表现在大部分水质参数与土地利用面积比例有较好的相关关系。

**关键词:**土地利用;景观格局;水质;关联;流域尺度

中图分类号:X144 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)01-0064-09

## Preliminary Study on Linking Land Use & Landscape Pattern and Water Quality in the Jiulong River Watershed

HUANG Jin-liang<sup>1,2</sup>, LI Qing-sheng<sup>2</sup>, HONG Hua-sheng<sup>1,2</sup>, LIN Jie<sup>2</sup>, QU Meng-chao<sup>2</sup>

(1. Joint Key Laboratory of Coastal Study, Xiamen University, Xiamen 361005, China; 2. Environmental Science Research Center, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

**Abstract:** Geospatial analysis and statistical analysis were integrated to link land use & landscape pattern and water quality in 2002 and 2007 at the entire watershed and buffer zone scale in the Jiulong River Watershed. Results show that the relationships between land use & landscape pattern and water quality in 2002 and 2007 were basically consistent, namely: ① Percentage of built-up area was positively correlated with  $BOD_5$ ,  $NO_3^-$ -N,  $NH_4^+$ -N and permanganate index, and negatively correlated with DO; percentage of woodland area was positively correlated with  $NO_3^-$ -N,  $NH_4^+$ -N and permanganate index; percentage of cropland area was negatively correlated with  $NO_3^-$ -N,  $NH_4^+$ -N and permanganate index. ② SHDI was positively correlated with permanganate index, TP,  $NH_4^+$ -N, and negatively correlated with DO at the entire watershed and buffer scale; LPI was negatively correlated with  $BOD_5$ , permanganate index, TP and  $NH_4^+$ -N, and positively correlated with DO at the entire watershed and buffer zone scale; PD was positively correlated with  $BOD_5$ , TP and  $NH_4^+$ -N; Most of the landscape pattern metrics was not the good predictors for water quality in study watershed. ③ Water quality parameters in buffer zone area have more significant correlations with percentage of land use type areas and landscape pattern metrics, because most water quality parameters in the buffer zone can be better explained with greater adjusted coefficient of determination (Adjusted  $R^2$ ). ④ Compared to landscape pattern metrics, percentage of land use type area can predict water quality better because most water quality parameters have more stable correlations.

**Key words:** land use; landscape pattern; water quality; linking; watershed scale

土地利用/覆被变化 (LUCC) 是全球变化研究的重要领域之一<sup>[1,2]</sup>。自 1995 年开始,国际地圈生物圈计划 (IGBP)、全球环境变化中的人文因素计划 (IHDP) 等国际全球变化研究计划都极重视 LUCC 的研究<sup>[3]</sup>。在过去的 10 余年里,国内外研究主要集中在 LUCC 的监测和解释 2 个方面,LUCC 效应研究仍处起步阶段。近年来,LUCC 在区域尺度上的环境效应研究逐渐得到重视<sup>[4]</sup>,尤其是 LUCC 的水质效应方面的研究成为人们关注的焦点<sup>[5]</sup>。

水质受到各种自然的和人为因素的综合作用,

这些因素包括降雨、土壤类型、地质、地形、城市化以及工农业活动等,但这些因素的影响可以看作更大尺度的土地利用进程的一部分<sup>[6]</sup>。尽管在过去的几十年里,流域管理在确定人类发展的影响方面变得越来越重要,流域尺度的研究也逐渐开展,但流域土

收稿日期:2010-01-25;修订日期:2010-04-05

基金项目:国家自然科学基金项目(40901100, 40810069004);福建省自然科学基金项目(2009J01222)

作者简介:黄金良(1975~),男,博士,副教授,主要研究方向为土地利用/覆被变化的水文水质效应, E-mail: jlhuan@xmu.edu.cn

地利用-水质的关联研究仍有很多没有解决的问题,甚至有些研究结果是矛盾的.例如:有关农业用地与水质的季节性响应关系存在争议、关于全流域和河岸缓冲区两尺度哪一个对土地利用与水质的响应影响更大尚不明晰<sup>[7,8]</sup>等.

LUCC 是人类作用于生态环境的一种最显著的形式.人类活动会改变其生存环境,使景观斑块增多,景观趋于破碎.因此景观格局可反映潜在的人类活动行为<sup>[9]</sup>.景观指数是能够高度浓缩景观格局信息、反映其结构组成和空间配置某些方面特征的简单定量指标<sup>[10]</sup>,是适合于定量表达景观格局与生态过程之间关联的空间分析方法<sup>[11]</sup>.20世纪80年代末以来,随着遥感、地理信息系统技术和景观生态学的发展,国际上开展了大量的有关景观指数的研究,景观-水质的关联研究也逐渐得以重视<sup>[12-14]</sup>,但部分研究结论仍存异议:一些研究表明,某些景观指数如斑块密度(PD)、平均面积形状指数(MSI)和聚集度(contagion)与一些水质有很好的关联,能很好地预测水质变化<sup>[15,16]</sup>,而一些研究则表明,景观指数与水质之间的关联存在不确定性或没有显著的相关性<sup>[8,17]</sup>.

由于不同流域土地利用、地形、气候、土壤和地质等存在差异,导致在不同流域的土地利用/景观格局-水质的关联很难有通用模式,这也反映了该研究具有显著的区域性特征.当前,有关土地利用/景观指数的水质效应的研究和调查大部分还集中在北美和欧洲<sup>[16-21]</sup>,近些年,发展中国家这方面的研究也逐渐得以展开<sup>[22-27]</sup>.但上述提及的土地利用/景观格局-水质关联的若干问题仍然需要进一步的探讨,尤其是在发展中国家.近几十年来,在人口、经济等压力驱动下,发展中国家的土地利用/景观格局变化剧烈,水质问题日渐凸显.

九龙江是福建省第二大河流,是厦门、漳州和龙岩三地市超过500万人的饮用水与工农业水源地,区域生态安全意义重大.本研究采用土地利用构成百分比表征“土地利用”,景观指数表征“景观格局”,藉此建立九龙江流域土地利用/景观格局-水质的关联,研究目标有2个:①初步建立九龙江流域土地利用-水质、景观格局-水质的关联;②比较全流域与缓冲区尺度土地利用/景观格局-水质的关联.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

九龙江位于东经116°46'55"~118°02'17",北纬

24°23'53"~25°53'38",是福建省的第二大河,流域面积 $1.47 \times 10^4 \text{ km}^2$ ,年平均径流量达 $82.2 \times 10^4 \text{ m}^3$ (浦南断面).流域由北溪与西溪两大支流构成,北溪和西溪汇合于漳州,经厦门港入海.流域主要包括龙岩新罗、漳平和漳州华安、长泰、南靖、芗城、龙文、平和、龙海等9个县(市、区).九龙江流域下游的漳州平原是福建省农业集约化程度较高的区域,流域GDP约占福建省的25%.

九龙江流域地势自西北向东南倾斜,地貌类型以中、低山为主.地跨南亚热带和中亚热带,绝大部分区域属亚热带海洋性季风气候.气温及降雨的时空差异较显著.多年平均气温19.9~21.1℃左右,年均气温的总体变化趋势是由东南向西北递减.多年平均降水量1400~1800mm,年均雨量由沿海向内地递增.据全国第二次土壤调查资料,九龙江流域共有12个土类,41个亚类(土属).其中:红壤面积最大,约占全流域的62%.流域森林覆盖度60%以上,植被种类繁多.

### 1.2 遥感影像数据及其处理

考虑到流域的尺度,本研究选用TM遥感影像数据,数据为2002(2002年1月2日)、2007年(2007年5月7日)2个时段,影像分辨率为30m.研究选用的遥感影像已经过辐射校正和几何粗校正,所以只需进行以地面控制点为依据的几何精校正和配准.本研究采用32个控制点,利用多项式模型进行几何校正.投影坐标统一为横轴莫卡托-克拉索夫斯基投影和北京坐标系,中央经度117°.

本研究影像分类采用非监督分类和手动修改相结合的方法进行,该方法有成功应用的案例<sup>[4,28]</sup>.在本研究中,首先利用ERDAS软件的非监督分类方法将Landsat TM数据分为30类.为保证影像解译质量,本研究采用3种方式辅助进行:①已有的有关流域土地利用/覆盖的GIS数据库和相关背景资料,借此进行土地覆盖类型的初步判别;②高精度的Google Earth影像数据;③野外实地调查,2009年8月11~14日,课题组针对无法确定分类的地理点位,借助GPS(GARMIN VISTA)导航定位开展全流域范围的实地调查.通过上述过程,对计算机自动分类结果进行手工的修正(recode),并参照国土资源部《土地利用现状调查技术规程》中的土地利用/土地覆盖分类系统,根据研究区的具体情况,将流域的土地利用/景观类型由30类最后合并划分为林地、耕地、水体、草地、建设用地和未利用地6大类.2002年和2007年的Kappa精度分别为71.00%和

74.53%,认为可作进一步的分析.经过成图所必须的各种分类后处理,获得基于九龙江流域 2002 和 2007 年土地利用类型图.

### 1.3 GIS 分析

本研究利用 ARCGIS 软件进行空间数据管理与分析,主要包括:①栅格与矢量数据的转换:将经过分类后处理的流域土地利用类型的矢量数据转换成栅格数据(栅格边长为 30 m),以便下一步景观指数的计算.需要说明的是,栅格边长由于 TM 影像数据一致,能够基本准确反映流域土地利用与景观类型的内部差别;②缓冲区分析:针对流域干流和一级支流进行缓冲区分析,生成半径为 100、200 和 300 m 的缓冲区,即缓冲区尺度的计算单元(见图

1);③切割等空间分析:生成缓冲区的土地利用类型、景观类型单元图.

此外,本研究利用已有的研究结果<sup>[29]</sup>,即基于 GIS 对 46 幅 1:50 000 原始 DEM 进行拼图、投影转换、切边和重采样之后,生成流域的 DEM,并利用 GIS 的水文模拟功能,界定了流域的边界,并根据流域水质省控断面的地理位置等划分了 14 个子流域(如图 1),其中 12 个子流域的出口与流域水质省控断面是一致的,所划分出来的子流域面积与水文部门相关资料的误差范围在  $\pm 8\%$  以内.12 个子流域是全流域研究的基础空间单元.为利用已有水质数据,将已有水质采样断面作为子流域出口进行子流域划分,这在相关的文献也有报道<sup>[21]</sup>.

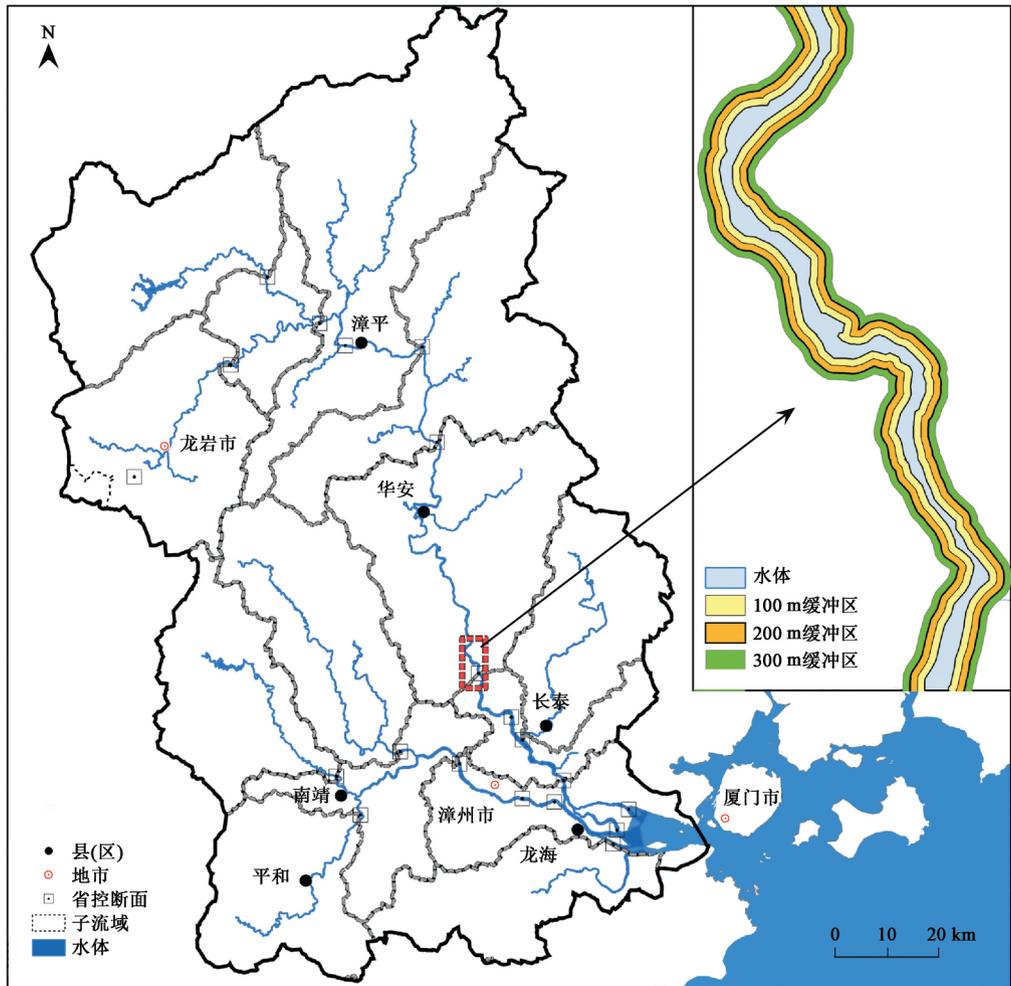


图 1 九龙江流域缓冲区与子流域的划分

Fig. 1 Buffer zones and sub-watersheds delineated in the Jiulong River watershed

### 1.4 景观指数选取

根据研究目的与实际情况,从能表征景观的破碎度、多样性和物理连接度等景观意义出发,本研究

选取 8 种景观指数,具体如见表 1 所示.景观指数由基于栅格数据的 FRAGSTAT3.3 软件计算获得<sup>[30]</sup>.

表 1 本研究所选景观格局指数<sup>1)</sup>

Table 1 Landscape pattern metrics indices chosen in this study

景观指数	计算公式	表征的景观意义
斑块密度 (PD)	$PD = N/A$	景观破碎度
最大斑块指数 (LPI)	$LPI = \frac{\text{Max}(a_1, \dots, a_n)}{A} \times 100$	景观优势度
平均斑块面积 (MPS)	$MPS = \frac{A}{N} \times 10^6$	景观破碎度
景观形状指数 (LSI)	$LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$	景观破碎度
面积加权平均斑块分维数 (FRAC_AW)	$FRAC\_AW = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ \frac{2 \ln(0.25p_{ij})}{\ln(a_{ij})} \times \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$	景观破碎度
香农多样性指数 (SHDI)	$SHDI = - \sum_{i=1}^m [p_i \ln(p_i)]$	景观多样性指数
聚集度指数 (CONTAG)	$CONTAG = \left[ 1 + \sum_{k=1}^m \sum_{l=1}^m \frac{p_{kl} \ln(p_{kl})}{2 \ln(m)} \right] \times 100$	景观破碎度
斑块连通性指数 (COHES)	$COHES = \left( 1 - \frac{\sum_{i=1}^m P}{\sum_{i=1}^m P \times \sqrt{a_i}} \right) \times \left( 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)$	景观物理连接度

1)  $N$  为斑块数目;  $A$  为景观总面积;  $a_1, \dots, a_n$  为斑块的面积;  $E$  为景观中所有斑块边界的总长度;  $p_{ij}$  为斑块  $p_{ij}$  的周长;  $p_i$  为每一种斑块类型所占景观总面积的比例;  $p_{kl}$  为随机选择的 2 个相邻栅格细胞是属于类型  $k$  与  $l$  的概率;  $m$  为斑块的类型总数

## 1.5 水质数据分析

选取 2002 和 2007 年九龙江流域 12 个省控断面的水质数据进行分析. 九龙江省控断面的水质监测为每 2 个月 1 次, 1 年 6 期, 本研究取 12 个水质省控断面的水质年均值进行分析. 由于 2002 年以后九龙江省控断面水质监测方案的调整, 导致 2002 年与 2007 年的水质指标不完全相同: 2002 年的水质指标包括 DO、高锰酸盐指数、 $BOD_5$ 、 $NH_4^+$ -N、 $NO_3^-$ -N 和  $NO_2^-$ -N, 2007 年的水质参数包括高锰酸盐指数、TP 和  $NH_4^+$ -N. 水质数据来源于福建省环保局. 值得强调的是, 本研究同时开展 2002 和 2007 年的土地利用/景观格局-水质的关联研究是为了动态并用尽可能多的水质指标来观察九龙江流域土地利用(土地利用类型面积比例)、景观格局(景观指数)-水质的关联.

## 1.6 统计分析

本研究采用多元统计分析软件 STATISTICS6.0 来辅助分析. 分析过程包括: 全流域和缓冲区的土地利用类型面积比例和景观指数进行归一化处理, 即: 对土地利用类型面积百分比和景观指数取自然对数  $[\ln(x)]$ ; 用 K-S 检验来检验土地利用面积百分比、景观指数和水质指标数据是否正态分布; 进行后向式 (backward) 多元线性回归分析, 以确定土地利用(土地利用面积百分比)/景观格局(景观指数)与水质参数之间是否存在正的或负的相关性, 并确定其相关性的强度(以调整判定系数 Adjusted  $R^2$  表

征). 回归分析中, 设定  $F$  值为 0.05, 显著性水平  $< 0.05$  的才被引入方程,  $> 0.05$  的视为无显著相关被剔除出方程.

## 2 结果与分析

### 2.1 九龙江流域的土地利用

利用 ARCGIS 软件, 提取并计算出 2002 和 2007 年全流域和缓冲区的各种土地利用类型的面积及其比例(见表 2), 这也是下一步开展土地利用-水质关联的数据基础.

如表 2 所示, 在全流域尺度, 2002 年和 2007 年林地分别占有 70.36% 和 69.40%, 是主导的土地利用类型; 耕地占有的比例也都超过了 18%; 建设用地分别占有 2.23% 和 4.67%; 水体、草地和未利用地所占的比例较少. 2002~2007 年, 在全流域尺度, 林地和耕地的比例下降了, 而建设用地、水体、草地和未利用地的比例上升了, 建设用地的较快增长一定程度上说明了城市化进程的加快.

在缓冲区尺度, 耕地和林地是 2 种主导的土地利用类型(见表 2). 2002 和 2007 年, 林地比例均超过了 40%, 耕地则都超过了 28%. 建设用地的比例在 2002 年和 2007 年的比例分别超过了 8% 和 13%. 水体、草地和未利用地的比例较少. 从 2002 到 2007 年, 在缓冲区尺度, 林地和耕地的比例下降了, 而建设用地、水体、草地和未利用地的比例上升了, 这与全流域的土地利用变化趋势是一致的. 缓

冲区从 100、200 m 到 300 m,林地的比例依次上升,而耕地和建设用地的比例却逐渐下降,这与九龙江

流域山地较多,靠近河岸的地区人类活动较多有关的事实是相符合的。

表 2 2002 年和 2007 年九龙江流域全流域和缓冲区土地利用组成/%

Table 2 Land use structure at the entire watershed and buffer zone scale in 2002 and 2007 in the Jiulong River watershed/%

土地利用类型	全流域		河岸缓冲区					
	2002 年	2007 年	2002 年			2007 年		
			100 m	200 m	300 m	100 m	200 m	300 m
林地	70.36	69.40	46.53	48.92	51.78	42.64	45.81	48.18
水体	2.56	3.11	2.51	2.73	1.94	5.89	5.29	4.66
草地	2.99	3.45	2.69	2.85	2.98	3.72	4.10	4.22
建设用地	2.23	4.67	9.30	8.97	8.51	15.19	14.08	13.26
耕地	21.25	18.35	38.78	36.35	34.62	31.39	29.62	28.62
未利用地	0.60	1.03	0.19	0.18	0.17	1.17	1.11	1.05

## 2.2 流域土地利用-水质的关联

采用空间分析与统计分析,分别建立 2002 和 2007 年全流域与缓冲区尺度各种土地利用类型的

面积比例与不同水质指标(DO、高锰酸盐指数、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 TP)浓度的关联,结果如表 3 所示。

表 3 九龙江全流域与缓冲区土地利用对于水质影响的回归分析结果<sup>1)</sup>

Table 3 Result of multiple regression of the effect of area % of land use type on water quality at the entire catchment and buffer zone scale in the Jiulong River Watershed

年份	研究尺度	水质变量	林地	水体	草地	建设用地	耕地	未利用地	Adjusted R <sup>2</sup>	p
2002	全流域	DO	-	+		-	-	+	0.83	0.01
		BOD <sub>5</sub>				+		+	0.67	0.005
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	-						0.64	0.03
	100 m 缓冲区	BOD <sub>5</sub>				+			0.75	0.0007
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	-		+	+	-	+	0.95	0.03
	200 m 缓冲区	BOD <sub>5</sub>				+			0.77	0.004
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N		-		+	+			0.92	0.02	
300 m 缓冲区	BOD <sub>5</sub>				+			0.78	0.004	
2007	100 m 缓冲区	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	-			+	-		0.87	0.008
	200 m 缓冲区	高锰酸盐指数		+					0.63	0.0005
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N				+	-		0.67	0.001
	300 m 缓冲区	高锰酸盐指数	-			+	-		0.80	0.006
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N				+	-		0.71	0.0001

1) “+”代表正相关;“-”代表负相关;空白表示无显著性相关( $p > 0.05$ );  $n$  样本数为 12,下同

由表 3 可见,建设用地与表征水质退化的水质指标相关性显著. 2002 年,在全流域和缓冲区尺度, BOD<sub>5</sub> 都与建设用地面积比例呈正相关;在全流域, DO 与建设用地面积比例呈负相关;在缓冲区尺度, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与建设用地面积比例呈正相关. 2007 年,在缓冲区尺度, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 始终与建设用地面积比例呈正相关, 300 m 缓冲区内,高锰酸盐指数也与建设用地呈正相关。

林地是水质变化的重要水质预测因子,对缓解水质退化有重要作用. 在 2002 年,全流域和 100 m、200 m 缓冲区尺度, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 都与林地面积比例呈负相关. 2007 年, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与 100 m 缓冲区的林地面积比例、高锰酸盐指数与 300 m 缓冲区的林地面积比

例均呈负相关。

本研究中耕地并不是一个预测水质下降的主导因子,例如 2002 年, 100 m 缓冲区内, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与耕地面积比例呈负相关; 2007 年时缓冲区尺度的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与耕地面积比例也呈负相关. 300 m 缓冲区的高锰酸盐指数也与耕地面积比例呈负相关。

需要指出的是,尚有一些土地利用与水质指标的研究结果很难被解释,存在一定的不确定性. 如表 3 所示,未利用地也出现在一些回归模型中,通常与一些水质下降的指标呈正相关关系,如在 2002 年, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 与全流域的未利用地面积比例以及 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与 100 m 缓冲区的未利用地面积比例都呈正相关关系,但是,在 2007 年,未利用地面积比例没

有和任何水质指标有显著的相关性. 草地也包含在一些回归模型中,通常是与水质下降的指标呈正相关,例如,在 2002 年, $\text{NO}_3^-$ -N 与 100 m 和 200 m 缓冲区的草地面积比例呈正相关关系;但在 2007 年草地面积比例未与任何水质指标显著相关. 另外,如表 3 所示,2002 年全流域 DO 与林地面积比例呈负相关, $\text{BOD}_5$  与未利用地面积比例正相关,200 m 缓

冲区  $\text{NO}_3^-$ -N 与草地面积比例正相关;2007 年,200 m 缓冲区高锰酸盐指数与水体面积比例呈正相关.

### 2.3 流域景观格局-水质的关联

进一步利用空间分析与统计分析的方法,分别构建 2002 和 2007 年全流域与缓冲区尺度景观指数-水质指标的关联,结果如表 4 所示.

表 4 九龙江全流域与缓冲区景观格局指数与水质的回归分析结果

Table 4 Result of multiple regression of the effect of landscape metrics on water quality at the entire watershed and buffer zone scale in the Jiulong River watershed

年份	研究尺度	水质变量	PD	LPI	LSI	MPS	FRAC_AW	CONTAG	COHES	SHDI	Adjusted $R^2$	$p$
2002	全流域	$\text{NO}_2^-$ -N									0.96	0.005
	100 m 缓冲区	$\text{BOD}_5$	+	-					+		0.64	0.02
	200 m 缓冲区	$\text{NO}_2^-$ -N	-				-	-		-	0.89	0.02
	300 m 缓冲区	DO		+	+	-			+	-	0.95	0.004
2007	全流域	高锰酸盐指数	-	-	-		+		-	+	0.79	0.04
	100 m 缓冲区	TP	+	-			-	+	+	+	0.75	0.03
	100 m 缓冲区	$\text{NH}_4^+$ -N	+	-	-	+		-	+		0.84	0.01
	100 m 缓冲区	TP	+	-	-		+	+		+	0.96	0.0003
300 m 缓冲区	高锰酸盐指数			+		-		+		+	0.75	0.006
	$\text{NH}_4^+$ -N		+					+		+	0.61	0.01

由表 4 可见,SHDI 通常是与表征水质下降的指标呈显著的相关性,例如,2002 年,300 m 缓冲区尺度,高锰酸盐指数与 SHDI 呈正相关,SHDI 与 DO 呈负相关. 2007 年,在全流域和 100 m 缓冲区,TP 都与 SHDI 呈正相关关系;在 300 m 缓冲区,高锰酸盐指数和  $\text{NH}_4^+$ -N 都与 SHDI 呈正相关关系.

PD 与水质指标也有显著的相关性. 由表 4 可见,2002 年,100 m 缓冲区尺度, $\text{BOD}_5$  与 PD 呈正相关. 2007 年,TP 与全流域和 100 m 缓冲区的 PD、 $\text{NH}_4^+$ -N 与 100 m 和 300 m 缓冲区的 PD 都呈正相关.

LPI 也是一个重要的水质预测因子,2002 年, $\text{BOD}_5$  与 100 m 缓冲区的 LPI 以及高锰酸盐指数与 300 m 缓冲区的 LPI 都呈负相关;DO 与 300 m 缓冲区的 LPI 呈正相关. 2007 年,TP 与全流域和 100 m 缓冲区内 LPI, $\text{NH}_4^+$ -N 与 100 m 缓冲区内 LPI 都呈负相关.

需要指出的是,SHDI、PD 和 LPI 景观指数与水质的关联具有一定的不确定性. 如表 4 所示,2002 年 200 m 缓冲区的  $\text{NO}_2^-$ -N 和 300 m 缓冲区的高锰酸盐指数与 PD 呈负相关,2002 年 200 m 缓冲区内  $\text{NO}_2^-$ -N 与 SHDI 呈负相关,以及 2007 年 300 m 缓冲区的高锰酸盐指数与 LPI 呈正相关,尚需进一步的研究.

其余的景观指数包括 CONTAG、LSI、COHES、MPS 和 FRAC\_AW 与水质指标的关联存在较大的不确定性,难以被解释,无法成为有效的水质预测因子. 如表 4 所示,表达景观破碎度的 CONTAG 与某些表征水质下降的指标呈负相关,如:CONTAG 与 2002 年 200 m 缓冲区的  $\text{NO}_2^-$ -N、2007 年 100 m 缓冲区的  $\text{NH}_4^+$ -N 都呈负相关,这是合理的. 但却与另外一些表征水质下降的指标呈正相关,如 CONTAG 与 2007 年全流域和 100 m 缓冲区的 TP 和 300 m 缓冲区的高锰酸盐指数和  $\text{NH}_4^+$ -N 都呈正相关. 另外,LSI 本是表达景观破碎度的景观指数,LSI 越大,则景观越破碎,人类干扰应该越大,水质受人类活动影响越大,而如表 4 所示,LSI 与水质的关联无法解释二者的关系. 表现在 2002 年 300 m 缓冲区内,高锰酸盐指数与 LSI 呈负相关;2007 年 100 m 缓冲区的  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TP 与 LSI 呈负相关,LSI 与 2002 年 300 m 缓冲区的 DO 呈正相关. 类似的,COHES、MPS 和 FRAC\_AW 与水质指标的相关性也未能被合理地解释.

### 2.4 全流域和缓冲区尺度土地利用/景观格局-水质的关联

#### 2.4.1 全流域和缓冲区尺度土地利用-水质的关联

由表 3 可见,在 2002 年,相对于全流域 (Adjusted  $R^2 = 0.67$ ), $\text{BOD}_5$  在缓冲区能够被更好地

解释,表现在调整判定系数 Adjusted  $R^2$  更大. 即: 100、200 和 300 m 缓冲区 Adjusted  $R^2$  分别为 0.75、0.77 和 0.78.

同样的,相对于全流域,  $\text{NO}_3^-$ -N 在缓冲区尺度也能被更好地解释,表征全流域尺度土地利用-水质相关性的 Adjusted  $R^2$  为 0.64,而在 100 m 和 200 m 缓冲区, Adjusted  $R^2$  则分别为 0.95 和 0.92.

2007 年,在全流域尺度,所有的水质参数都与土地利用面积百分比没有显著的相关关系,但在缓冲区尺度上,  $\text{NH}_4^+$ -N 和高锰酸盐指数都能得到很好的解释. 对于  $\text{NH}_4^+$ -N,在 100、200、300 m 缓冲区内, Adjusted  $R^2$  分别为 0.87、0.67 和 0.71. 对于高锰酸盐指数,在 200 m 和 300 m 缓冲区, Adjusted  $R^2$  分别为 0.63 和 0.80.

### 2.4.2 全流域和缓冲区尺度景观-水质的关联比较

由表 4 可见,2002 年,在缓冲区尺度,  $\text{BOD}_5$ 、DO 和高锰酸盐指数都能被很好地解释,它们的 Adjusted  $R^2$  分别为 0.64、0.96、0.79. 但是在全流域,它们与景观指数没有显著的相关性. 值得一提的是,相对于缓冲区 (Adjusted  $R^2 = 0.89$ ),  $\text{NO}_2^-$ -N 在全流域能被更好地解释 (Adjusted  $R^2 = 0.96$ ).

2007 年,相对于全流域 (Adjusted  $R^2 = 0.75$ ), TP 在缓冲区能够被更好地解释 (Adjusted  $R^2 = 0.96$ ).  $\text{NH}_4^+$ -N、高锰酸盐指数在缓冲区的调整判定系数 (Adjusted  $R^2$ ) 分别为 0.84 (100 m 缓冲区)、0.61 (200 m 缓冲区) 和 0.75. 但是在全流域尺度,水质指标和景观指数无显著的相关性.

综合以上分析,虽然在 2002 年  $\text{NO}_2^-$ -N 在全流域能被更好地解释,但是大部分水质参数在缓冲区能被更好地解释,而在全流域景观指数与水质没有显著的相关性.

## 3 讨论

### 3.1 土地利用/景观格局-水质的关联分析

#### 3.1.1 土地利用-水质的关联

本研究的结果显示,不论是在全流域还是缓冲区,建设用地面积百分比都是水质最重要的影响因素,这与 Sliva<sup>[7]</sup>、Osborne<sup>[31]</sup>、Galbraith<sup>[32]</sup> 和 Huang<sup>[33]</sup> 等的研究结论是一致的. 这可以理解为城市化使得不透水区和建设用地面积增加,道路、广场、屋面等不透水面的污染物随着暴雨径流的冲刷进入水体,导致水体中有机物和营养盐浓度含量增加,水质下降. 另外,城市地区的工业和商业活动也会产生工业和生活废水排入水体,造成水质下

降<sup>[19]</sup>.

除了建设用地,另一个在全流域和缓冲区改善水质的重要土地利用因子是林地. 林地能减少径流,进而减轻水土流失和由于水土流失造成的水质下降. 本研究中,大部分表征水质下降的水质参数都与林地面积百分比呈负相关,这与其它研究结论是一致的,即认为林地是水体潜在污染物的“汇”<sup>[7,20,34-36]</sup>.

本研究中,耕地并不是一个主要的预测水质下降的因子,这与其它一些研究类似<sup>[8,37]</sup>,但也和一些研究有所不同<sup>[19,20]</sup>.

草地与水质下降的指标呈正相关,这与预期的草地能起到改善水质作用的认识不同. Galbraith 等<sup>[32]</sup> 研究表明,营养盐浓度、悬浮底质等与草丛面积比例呈很强的负相关.

综上,本研究获得的有关土地利用-水质二者关联的认识与相关研究有较多的共性,但同时也存在着其独特的一面甚至是不确定性. 流域的区域性特征、尺度效应、数据质量(二手数据)等因素的综合作用可能是导致出现这种结果的原因,这些是下一步开展流域土地利用-关联研究需要关注的问题.

#### 3.1.2 景观指数-水质的关联

本研究的结果表明,无论全流域还是缓冲区, SHDI 都是水质的重要预测因子. 高的 SHDI 表明景观多样性较丰富,这与由于人类活动使得各土地利用类型分布的均匀度增加有关<sup>[10]</sup>,也可能与高的斑块丰富度和景观结构复杂性有关<sup>[31]</sup>. 显然,高的 SHDI 意味着强度更大的人类干扰,水质下降的风险也会相应地增加.

本研究表明,PD 与水质指标有显著的正相关性. 高的 PD 意味着高的景观破碎化程度,斑块之间的隔离距离也较长<sup>[10]</sup>,这通常是人类扰动强度较大的结果. Lee 等<sup>[14]</sup> 发现高的 PD 与水质下降有关,这与本研究结果基本一致.

在全流域和缓冲区, LPI 也是一个重要的水质预测因子. 随着景观破碎度的增加,最大斑块指数减小<sup>[10]</sup>. 高的 LPI 意味着低的破碎度,这与低强度的人类扰动直接相关,水质也相应会较好<sup>[14]</sup>.

在本研究中 SHDI、PD、LPI 这 3 个景观指数与水质具有显著的相关性,但仍存在一定的不确定性,其余的景观指数与水质无法被合理地解释,也说明了景观-水质的关联研究仍需进一步的探讨. 总体而言,目前借助景观指数开展景观-水质的关联研究尚无定论. 比如:Johnson<sup>[8]</sup> 和 Johnson<sup>[8]</sup> 等发现 PD

在某些季节可以解释水体中的变量;Sharpe 等<sup>[38]</sup>在一个营养盐径流模型研究中发现景观指数与水质没有相关性. 采用若干个景观指数来刻画景观,描述景观-水质的关联,或有值得商榷的地方. 因为景观指数在设计过程中并没有考虑非点源污染和污染物在景观中的迁移过程,出现景观指数与水质的相关性不好,可能并不能说明景观-水质关系不好,而恰恰是传统的景观指数方法面临着严峻挑战,需要寻求更好地刻画景观格局与水质关系的定量指标和方法.

### 3.2 全流域与缓冲区土地利用/景观格局与水质的关联分析

河岸缓冲区由于在水、营养盐和其它物质由地表向水体迁移过程中扮演着远超过其在全流域所占比例的角色,在调节流域生态系统过程方面具有重要作用,因此从河岸缓冲区角度开展土地利用与水质的响应关系的研究颇受关注. 但有关全流域与缓冲区究竟哪一个的土地利用结构对河流水质的影响更甚的认识至今仍有争议<sup>[7, 8, 39]</sup>.

本研究结果基本表明:在缓冲区尺度,用于表征土地利用、景观格局-水质关联的调整判定系数(Adjusted  $R^2$ )比在全流域更大,因此它们在缓冲区内能被更好地解释. Johnson 等<sup>[8]</sup>研究发现,通过河岸 100 m 缓冲区的土地利用结构就足以预测河段水质的状况. Sawyer 等<sup>[40]</sup>的研究结论也与之相似,这些相关结果一定程度上是对本研究的佐证.

## 4 结论

(1)土地利用-水质的关联分析表明,2002 年和 2007 年土地利用-水质的相关关系基本一致,表现在,在全流域与缓冲区,建设用地面积比例都对水质有最显著的影响,林地面积比例对改善水质有重要的作用,而耕地不是预测水质下降的主导因子.

(2)景观格局-水质的关联分析表明,2002 年和 2007 年景观指数与各种水质的相关关系基本一致,表现在:SHDI 与高锰酸盐指数、TP、 $\text{NH}_4^+$ -N 呈正相关,与 DO 呈负相关;LPI 与  $\text{BOD}_5$ 、高锰酸盐指数、TP 和  $\text{NH}_4^+$ -N 呈负相关,而与 DO 呈正相关;PD 与  $\text{BOD}_5$ 、TP 和  $\text{NH}_4^+$ -N 呈正相关. 但大部分的景观格局指数与水质的关联无法被合理地解释,不是很好的水质预测因子.

(3)相对于全流域,缓冲区的土地利用、景观格局-水质的相关性更加显著,表现在调整判定系数(Adjusted  $R^2$ )更高.

(4)土地利用面积比例比景观指数能够更好地预测水质,表现在大部分水质参数与土地利用面积比例有较好的相关关系.

### 参考文献:

- [1] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, *et al.* Global change and the ecology of cities[J]. *Science*, 2008, **319**: 756-760.
- [2] 倪绍祥. 土地利用/覆被变化研究的几个问题[J]. *自然资源学报*, 2005, **20**(6): 932-937.
- [3] Turner B L II, Skole D, Sanderson S, *et al.* Land use and land cover change. *Science/Research Plan[R]*. HDP Report 7/IGBP Report 35, Stockholm and Geneva, 1995.
- [4] 史培军,江源,王静爱,等. 土地利用/覆被变化与生态安全响应机制[M]. 北京:科学出版社,2004. 1-10.
- [5] 万荣荣,杨桂山. 流域 LUCC 水文效应研究中的若干问题探讨[J]. *地理科学进展*, 2005, **24**(3): 25-33.
- [6] Baker A. Land use and water quality [J]. *Hydrological Processes*, 2003, **17**: 2499-2501.
- [7] Sliva L, Williams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality [J]. *Water Research*, 2001, **35**(14): 3462-3472.
- [8] Johnson L, Richards C, Host G, *et al.* Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems[J]. *Freshwater Biology*, 1997, **37**: 193-208.
- [9] Redman C L. Human dimensions of ecosystem studies [J]. *Ecosystems*, 1999, **2**: 516-526.
- [10] 邹建国. 景观生态学——格局、过程、尺度和等级[M]. 北京:高等教育出版社,2007. 96-119.
- [11] Yu X J, Ng C N. Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban-rural transects: A case study of Guangzhou, China[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2007, **79**: 96-109.
- [12] 金卫斌,李百炼. 流域尺度的景观-水质模型研究进展[J]. *科技导报*, 2008, **26**(7): 72-77.
- [13] Moreno-Mateos D, Mander Ü, Comín F A, *et al.* Relationships between landscape pattern, wetland characteristics, and water quality in agricultural catchments [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2008, **37**: 2170-2180.
- [14] Lee S W, Hwang S J, Lee S B, *et al.* Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2009, **92**: 80-89.
- [15] Richards C, Johnson L B, Host G E. Landscape scale influences on stream habitats and biota[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1996, **53**: 295-311.
- [16] Uuemaa E, Roosaare J, Mander U. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale[J]. *Nordic Hydrology*, 2007, **38**(2): 125-138.
- [17] Griffith J A, Martinko E A, Whistler J L, *et al.* Preliminary comparison of landscape pattern-Normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to central plains stream conditions [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**: 846-859.
- [18] Rhode A L, Newton R M, Pufall A A. Influence of land use on water quality of a diverse New England watershed [J].

- Environmental Science and Technology, 2001, **35**: 3640-3645.
- [19] Fedorko E, Pontius Jr R G, Aldrich S P, *et al.* Spatial distribution of land type in regression models of pollutant loading [J]. Journal of Spatial Hydrology, 2005, **5**(20): 60-80.
- [20] Bahar M M, Ohmori H, Yamamuro M. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan [J]. Limnology, 2008, **9**: 19-26.
- [21] Mehaffey M, Nash M, Wade T. Linking land cover and water quality in New York City's water supply watersheds [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2004, **107**: 29-44.
- [22] Ometo J P H B, Martinelli L A, Ballester M V, *et al.* Effect of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil [J]. Freshwater Biology, 2000, **44**: 327-337.
- [23] 于兴修, 杨桂山. 典型流域土地利用/覆被变化及对水质的影响——以太湖上游浙江西苕溪流域为例 [J]. 长江流域资源与环境, 2003, **12**(3): 211-217.
- [24] 岳隽, 王仰麟, 李正国, 等. 河流水质时空变化及其受土地利用影响的研究——以深圳市主要河流为例 [J]. 水科学进展, 2006, **17**(3): 359-364.
- [25] 官宝红, 李君, 曾爱斌, 等. 杭州市城市土地利用对河流水质的影响 [J]. 资源科学, 2008, **30**(6): 857-863.
- [26] 郭青海, 马克明, 张易. 城市土地利用异质性对湖泊水质的影响 [J]. 生态学报, 2009, **29**(2): 776-787.
- [27] Li S Y, Gu S, Liu W Z, *et al.* Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China [J]. Catena, 2008, **75**: 216-222.
- [28] Huang J, Lin J, Tu Z. Detecting spatiotemporal change of land use and landscape pattern in a coastal gulf region, southeast of China [J]. Environment, Development and Sustainability, 2010, **12**(1): 35-48.
- [29] 洪华生, 黄金良, 曹文志. 九龙江流域农业非点源污染机理与控制研究 [M]. 北京: 科学出版社, 2008. 28-32.
- [30] McGarigal K, Marks B J. FRAGSTAT: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure [R]. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Pacific Northwest Research Station, USDA-Forest Service, Portland, Oregon, USA, 2002.
- [31] Osborne L L, Wiley M J. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed [J]. Journal of Environmental Management, 1988, **26**: 9-27.
- [32] Galbraith L M, Burns C W. Linking land-use, water body type and water quality in southern New Zealand [J]. Landscape Ecology, 2007, **22**: 231-241.
- [33] Huang J, Li Q, Hong H. Primary study on response of water quality to land use pattern in a medium-sized watershed, southeast of China [C]. 2009 International Forum on Information Technology and Applications (IFITA 2009) Proceedings, IEEE Computer Society, 2009. 225-229.
- [34] Osborne L L, Kovacic D A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management [J]. Freshwater Biology, 1993, **9**: 243-258.
- [35] Lopez R D, Nash M S, Heggem D T, *et al.* Watershed vulnerability predictions for the ozarks using landscape models [J]. Journal Environmental Quality, 2008, **37**: 1769-1780.
- [36] Novotny V. Water quality: diffuse pollution and watershed management [M]. (2nd edition). New York: John Wiley & Sons, Inc., 2002. 76-77.
- [37] Lenat D R, Crawford J K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams [J]. Hydrobiologia, 1994, **294**: 185-199.
- [38] Sharpe J B. Assessing the relationship between thematic mapper-derived landscape structure and pollutant estimates from a non-point source pollution model [D]. Master's thesis. Department of Geography, University of Nebraska, Lincoln, 1994.
- [39] Hunsaker C T, Levine D. A. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers [J]. BioScience, 1995, **45**: 193-202.
- [40] Sawyer J A, Stewart P M, Mullen M M, *et al.* Influence of habitat, water quality, and land use on macro-invertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA [J]. Aquatic Ecosystem Health and Management, 2004, **7**(1): 85-99.