水　利　学　报

2018年5月　SHUILI　XUEBAO　第49卷　第5期

文章编号:0559-9350(2018)05-0608-11

基于遥感的河岸带生态修复效应定量评估
—以辽河干流为例

杨　高[1,2]，李　颖[1]，付波霖[3]，吴计生[4]，幸泽峰[1,2]

（1. 中国科学院 东北地理与农业生态研究所，吉林 长春　130102；2. 中国科学院大学，北京　100049；
3. 桂林理工大学 测绘地理信息学院，广西 桂林　541006；4. 松辽水环境科学研究所，吉林 长春　130102）

摘要：物理结构完整性(*PSI*)是河岸带生态系统的基础特征。通过定量分析*PSI*的动态变化，可以有效评估河岸带生态修复效应。以辽河干流河岸带为研究对象，选取植被覆盖率、河宽比和人工干扰程度等作为监测指标，利用遥感(RS)和地面实测方法分别评价2010年和2016年的*PSI*，将其作为评价指标对河岸带生态修复效果进行定量评估。同时，利用Getis-Ord Gi*统计量对*PSI*值进行空间自相关分析，通过冷点与热点的空间分布来识别河岸带稳定及脆弱区域。研究结果表明，基于RS的河岸带物理结构评价方法与地面实测的结果一致，河岸带生态修复前后的*PSI*平均值由63.47提升至72.07，处于亚健康状态的河岸减少了189.5 km(97.1 %)。辽河干流27.5 %河岸带的修复效应显著，结构稳定性状况得到明显改善，整体上达到了生态修复的预期目标。修复后的*PSI*存在5个统计学意义上的显著热点和冷点，局部空间自相关性较强，其中冷点为低值聚集的河岸带脆弱区，与河岸带生态修复效果不理想的区域在空间上存在一致性。研究结果在评估河岸带生态修复效应的同时指明下阶段治理工作的方向，为我国北方平原河流的生态修复评估提供科学参考，尤其对于缺少实测资料的修复工程具有重要的应用价值。

关键词：河岸带生态修复；物理结构完整性；RS和GIS；热点分析；空间聚类分布

中图分类号：X826　　**文献标识码：**A　　**doi：**10.13243/j.cnki.slxb.20171143

1　研究背景

河岸带是水陆交错带，指高低水位之间的河床及高水位之上直至河水影响完全消失为止的河漫滩[1-3]。作为河流与陆地生态系统之间生物、物理和化学组分相互影响的过渡带[4]，河岸带具有保护河流水质、提供动植物栖息地、保护生物多样性等一系列的生态服务功能[5-7]，同时也承担着来自河流和陆地双重的生态胁迫。大量污染物的排入以及植被带的砍伐严重破坏了河岸带结构稳定性，使得诸多功能因人类活动的干扰而逐渐丧失[8]。对河岸带生态系统以及相关组分的生物、化学和物理联系进行重建，将其恢复为能够再次有效运行的近自然状态，逐渐成为水资源规划和可持续性研究的重要内容[9-11]。近些年国内也开展了大量的河岸带生态保护和恢复工作[12-13]，但生态修复评估研究仍然处于起步阶段，许多修复工程的治理效应由于评估工作的缺失导致无法验证。

当前，国外多是针对河流的特点来定制河岸带生态修复效应的评估指标及体系，诸如：Woolsey等对瑞士Thur河的修复评估，Klein等对美国红河下游段生态修复评估，Buchanan等对于纽约中部的

收稿日期：2017-11-22；网络出版日期：2018-05-15

网络出版地址：http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1882.TV.20180515.1611.001.html

基金项目：国家自然科学基金项目(21377166)；广西自然科学基金项目(2017GXNSFDA198016)；桂林理工大学科研启动基金项目(GUTQDJJ2017)

作者简介：杨高(1992-)，男，河南南阳人，博士生，主要从事河流健康评估方面研究。E-mail：yanggao2011@126.com

通讯作者：李颖(1964-)，男，吉林长春人，研究员，主要从事土地变化遥感动态监测及定量化空间数字建模研究。
E-mail：liying@neigae.ac.cn

河流生态修复项目评估[14-16]。借鉴国外的工作基础和体系，国内也逐渐形成了城市内河综合整治效益评价体系、城市河流环境价值分类体系和河流生态系统恢复评价指标体系等评估方法[17-19]，侧重于较小尺度的城市河流景观及经济效益。这些传统的人工统计方法多以实地监测和公众问卷调查为主，一方面工作量大、效率低、成本较高，并且容易受主观因素和交通可达性的限制，另一方面大量的河岸带修复工程长期缺失实测数据，难以实现河岸带修复状况的动态评估。

河岸带的自然生态状况包括物理、化学和生物三个方面，用完整性来表述其良好状况，河岸带物理结构完整性(Physical Structural Integrality， *PSI*)是河流健康的重要组成部分，与河流健康密切相关，对河流保护、管理及社会服务功能的发挥具有重要意义[20-21]。同时，*PSI*作为河岸带生态系统的基础特征，是河岸带生态环境质量的重要评估内容与标准[22-23]。辽河保护区是中国首个以河流生态修复为目的成立的保护区[24-25]，通过对河岸带生态修复效应进行评估，分析其驱动因子及工作不足，可以为将来的河流生态环境保护提供科学参考。本文以福德店至入海口的辽河干流为研究区，利用基于遥感(Remote sensing，RS)的河岸带*PSI*评价方法定量评价2010年和2016年整个河岸带的稳定性状况，统计分析该时期内*PSI*的数值变化，将*PSI*作为修复效益的评价指标，进而对辽河干流的河岸带生态修复工程效应进行定量评估。同时，通过计算2016年*PSI*值的空间统计量来识别修复后的河岸带稳定区及脆弱区，为将来更好地保护河流生态系统提供决策支持。

2 研究区及数据

2.1 研究区概况 辽河干流全长516 km，地理坐标位于121°38′—123°57′E，40°51′—43°06′N之间(图1)，属温带湿润、半湿润大陆性季风气候，年降水量在600～900 mm之间。东北部雨量较丰，植被较好，有东辽河、招苏台河、清河和柴河等主要支流；西部为低山丘陵地带，主要支流有秀水河、柳河和绕阳河等，其中柳河水土流失非常严重，是中下游泥沙主要产区。辽河干流自北向南汇入渤海，流域内地势由东、西向中间倾斜，平均海拔4～60 m。

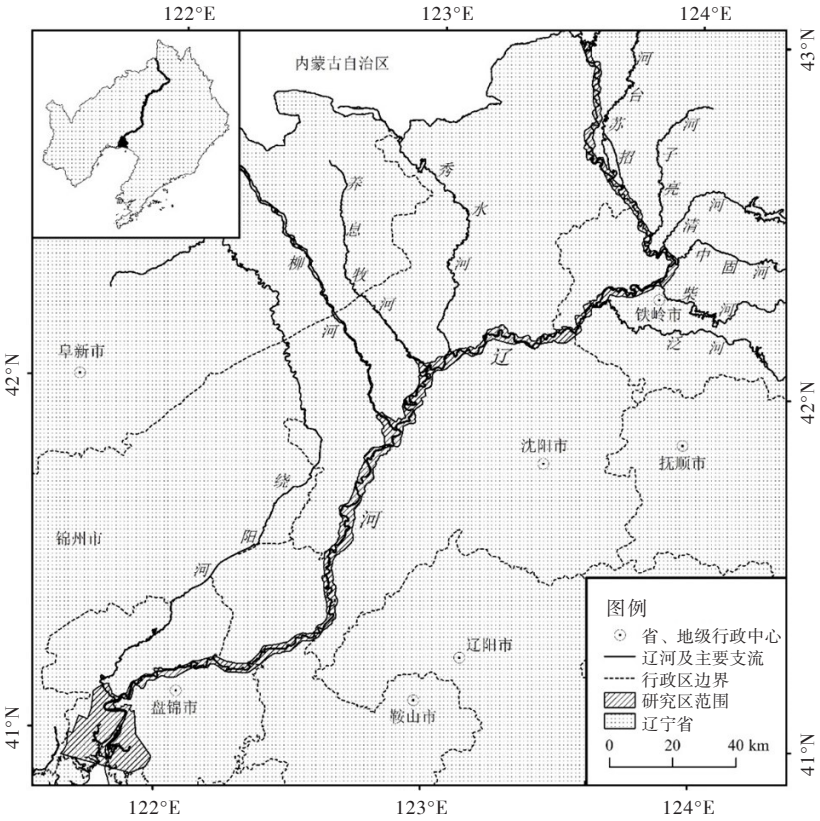

图1 研究区位置

随着人口增加和经济发展，辽河干流流域内耕地面积持续扩大，林地、草地和水域面积趋于减少，特别是大量河滩地的开垦种植引发了水资源短缺、水质恶化以及水土流失加剧等诸多问题，导致河岸带生态环境更加趋于脆弱[26]。为此辽宁省于2010年划定了从东、西辽河交汇处福德店至双台子河入海口的辽河保护区，对辽河干流实施自然封育、农田撂荒、退耕还草还河，以重建河岸缓冲带的植物群落系统，从而恢复河流生态完整性[24-25]。

2.2 数据源 考虑到自然植被生长状况及影像云量的影响，并便于与2016年6月初的地面实测结果进行对比，本文采用的遥感数据为Landsat系列空间分辨率30 m的2010年6月中旬的TM影像和2016年6月中旬的OLT影像，轨道号分别是：119/30、119/31、120/31，用于提取研究区的土地利用信息，计算植被覆盖度。其他数据包括：中国科学院地理所（周成虎）编制的1∶500000地貌数据和SRTM 90 m DEM数据；中国科学院东北地理所解译的2015年的1∶100000的土地利用数据；松辽流域水资源保护局松辽水环境研究所提供的东北地区河岸带湿地自然保护区界线和辽河干流堤防规划矢量数据。以地貌数据、DEM数据和堤防矢量数据为基础数据源，利用研究区的遥感影像来确定主河道中心线和河漫滩范围。根据2015年的土地利用数据，结合地面调查，通过目视解译分别生成研究区2010年和2016年的土地利用数据，土地利用类型包括林地、草地、旱地、水田和城镇用地等，解译总体精度为92.47 %，Kappa系数为0.908。中国气象数据网下载的流域内5个气象站点的气象数据表明，辽河干流2010年平均降水量为919.8 mm，2016年平均降水量为803.8 mm，并且在这两年内无干旱、洪涝等重大气象灾害事件，河岸带受到自然因素的影响无明显差异。

表1 评价河段划分与监测点位布设

评价河段名称	河段编码	监测点名称	监测点编码
福德店—柴河口	Ⅰ	福德店	1
		新发堡村	2
		招苏台河口	3
		丈沟子村	4
		柴河口	5
柴河口—石佛寺水库	Ⅱ	大冯家窝堡	6
		珠尔山村	7
		石佛寺水库	8
石佛寺水库—柳河口	Ⅲ	马虎山村大桥	9
		秀水河口	10
		G304公路桥	11
		柳河口	12
柳河口—小徐家房子	Ⅳ	四法线大桥	13
		李家村	14
		下万子村	15
		小徐家房子	16
小徐家房子—盘山闸	Ⅴ	张大镇大桥	17
		九台子村	18
		盘山闸	19
盘山闸—双台子河口	Ⅵ	盘大公路桥	20
		八道弯	21
		双台子河口	22

地面实测以水利部水资源司2010年发布的《河流健康评估指标、标准与方法V1.0》[20]为标准，根据研究区地貌特征及河流几何形状，将辽河干流划分为6个评价河段，在每个河段上选取3~5个监测点，总共布设22个监测点，评价河段及监测点的分布情况见表1。每个监测点选取3个监测断面（至

少相隔200 m），分别对监测断面的左右岸设置10 m×30 m的取样样方区，作为河岸带*PSI*调查评估区域。调查样方内的实测数据包括：斜坡倾角、自然植被覆盖率、河岸冲刷状况和人工干扰程度等。

3 研究方法

3.1 基于RS的河岸带*PSI*评价方法 国外已经在河流健康的监测与评价方面开展了大量研究，形成了各自的河流健康评价方法，诸如：美国快速生物监测协议（RBPs）、澳大利亚河流状况指数方法（ISC）与河流形态结构框架法（GRS）、英国河流生境调查（RHS）[27-28]。本文从遥感技术角度，选取国外*PSI*评价方法中具有代表性的监测指标，并对水利部《河流健康评估指标、标准与方法V1.0》进行改进，采用河流水面宽度比反映河岸带的岸坡倾角和斜坡高度状况，利用河漫滩面积比来刻画河岸基质和岸坡冲刷程度[29-31]，形成基于RS的河岸带*PSI*评价体系与方法（表2）。

表2 基于RS的河岸带*PSI*评价指标及计算方法

准则层	指标层	监测层及计算方法	
		监测层指标	计算方法
河岸带状况（RS）	岸坡稳定性（*BKS*）	水面宽度比（RW）	$BKSr=(RWr+SCr+RAr)/3$
		自然植被覆盖率（SC）	
		河漫滩面积比（RA）	
	植被覆盖度（*BVC*）	遥感反演植被覆盖度	$BVCr=(NDVI-NDVI_{\min})/(NDVI_{\max}-NDVI_{\min})$
	人工干扰程度（*RD*）	遥感解译人工干扰：旱地、水田、城镇用地、农村居民点、工矿用地	$RDr=100\%\times\frac{\sum_{i=1}^{6}Area_i}{Area_{BEU}}$
河流连通性（*RC*）		遥感提取DAM（滚水坝、水闸和大坝）座数	$RCr=100+\mathrm{Min}\left[(DAMr)_i,(GATEr)_j\right]$
天然湿地保留率（*NWL*）		遥感解译湿地类型及面积，并计算天然湿地变化率	$NWL=\frac{\sum_{n=1}^{Ns}AWn}{\sum_{n=1}^{Ns}AWRn}$

注：表中的*RWr*、*SCr*、*RAr*、*RDr*等代表河岸带*PSI*评价指标体系中各监测指标的赋分值，其赋分标准参照《河流健康评估指标、标准与方法V1.0》。

遥感监测评价方法弥补了地面实测在便利性、安全性和效率等方面的不足[32-33]，有效解决了时间序列上实测数据缺失的问题。为了全面考虑人类活动对河岸带生态系统的影响效应，本文将整个河岸带作为评价对象，并划分为738个基本评价单元，实现了全面、连续、准确评价河岸带结构稳定性的要求。利用从遥感影像中提取的监测指标对*PSI*进行加权计算，其赋分*PFr*的量化公式为：

$$PFr=RWr\times RWw+SCr\times SCw+RAr\times RAw+BVCr\times BVCw+RDr\times RDw+RCr\times RCw+NWLr\times NWLw \quad (1)$$

式中变量见表3。

基本评价单元内各个监测指标以及*PSI*的赋分在0到100之间，数值越大表明河岸带稳定性状况越好。参照水利部《河流健康评估指标、标准与方法V1.0》[20]，按河湖健康分级标准，将河岸带*PSI*的健康状态分为理想状况[80，100]、健康[60，80)、亚健康[40，60)、不健康[20，40)和病态[0，20)等5个级别，等级划分的判定阈值为20。

3.2 河岸带生态修复效益评估 根据2010年与2016年的评价结果，综合考虑河岸带生态修复迫切性及难易程度（*PSI*值越低，河岸带修复迫切性越强，难度越小），并参考河湖健康分级和相关河流生态修复项目效益量化方法[17-19]，对修复前后的*PSI*变化值进行密度分割，运用线性内插方法赋予[0，100]的分值（表4），从而定量评估每个基本评价单元的河岸带生态修复效应。假设2010年*PSI*值为$x\in[a,b]$，2016年*PSI*值为$y\in[c,d]$，a与b的差值赋分为$[m,n]$，修复前后*PSI*变化值的赋分为u

表3　*PSI*监测指标赋分及权重

*PSI*监测指标	赋分	权重	权重值	权重值(无天然湿地)
水面宽度比	*RWr*	*RWw*	1/24	1/18
自然植被覆盖率	*SCr*	*SCw*	1/24	1/18
河漫滩面积比	*RAr*	*RAw*	1/24	1/18
植被覆盖度	*BVCr*	*BVCw*	1/4	1/3
人工干扰程度	*RDr*	*RDw*	1/8	1/6
河流连通性	*RCr*	*RCw*	1/4	1/3
天然湿地保留率	*NWLr*	*NWLw*	1/4	0

$\in[e, f]$，则河岸带生态修复效应赋分计算公式为：

$$u = e - \frac{(n-m)(x-a)}{b-a} + \frac{(f-e)(y-c)}{d-c} \tag{2}$$

表4　河岸带*PSI*值变化赋分标准

2010年*PSI*值	2016年*PSI*值	变化情况	*PSI*变化赋分*u*
<60	<60	下降	−30~0
	<60	升高	0~10
	60~70	升高	10~25
	70~80	升高	25~45
	80~90	升高	45~70
	90~100	升高	70~100
60~70	<60	降低	−55~−25
	60~70	降低	−25~0
	60~70	升高	0~15
	70~80	升高	15~35
	80~90	升高	35~60
70~80	60~70	降低	−45~−20
	70~80	降低	−20~0
	70~80	升高	0~20
	80~90	升高	20~45
80~90	80~90	降低	−15~0
	80~90	升高	0~25
90~100	80~90	降低	−25~−10
	90~100	降低	−10~0
	90~100	升高	0~30

将河岸带生态修复效应划为显著($u \geqslant 20$)，较显著($5 \leqslant u < 20$)、一般($0 \leqslant u < 5$)和差($u < 0$)等4个级别，针对不同的修复效应，结合保护措施分析驱动因子，可以用作将来河流生态修复及评价工作的参考。

3.3　河岸带空间结构稳定性分析　河岸带生态修复是一个持续的阶段性过程，*PSI*空间聚类的分布特性在地理时空内发生着变化。通过进一步探究修复后的河岸带结构稳定性在空间上的离散状况，分析*PSI*冷热点的分布态势，可以识别出当前阶段的河岸带稳定区及脆弱区，为今后的河岸带管理和保护提供科学依据。本文基于基本评价单元对2016年*PSI*评价结果进行局部空间自相关分析，采用热点分析工具，选择最佳阈值的固定欧几里德距离法计算Getis-Ord Gi*统计量，公式表示为：

$$G_i^* = \frac{\sum_{j=1}^{n} w_{i,j} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^{n} w_{i,j}}{S \sqrt{\frac{n \sum_{j=1}^{n} w^2_{i,j} - \left(\sum_{j=1}^{n} w_{i,j} \right)^2}{n-1}}} \tag{3}$$

式中：x_j 是基本评价单元j的PSI值，$w_{i,j}$ 代表单元i和j之间的空间权重（相邻为1，不相邻为0），n代表区域内单元总数，$\bar{X}$ 是n个单元PSI的平均值，S是标准差，G_i^* 的统计结果用z得分表示，代表标准差的倍数[34]。

统计结果z值是具有显著统计学意义的度量（表5），用来表述冷热点的PSI值聚集特性。河岸带PSI的热点不仅具有较高的PSI值，还被同样是高值的基本评价单元所包围，是河岸带结构稳定性强的河段；冷点则为PSI低值聚集的河岸带脆弱或者潜在脆弱区域。正的z值越大意味着热点在空间上的聚类越紧密，负的z值越小意味着冷点的聚类越紧密[35]。

表5　2016年河岸带PSI的冷热点统计值

z值	PSI值	空间聚类	河岸带稳定状况
$z>1.96$	高值聚集（>70）	显著热点	很好
$1.65\leqslant z\leqslant 1.96$	高值聚集（>70）	较显著热点	好
$-1.65<z<1.65$	随机分布（55-85）	不显著	一般
$-1.96\leqslant z\leqslant -1.65$	低值聚集（<70）	较显著冷点	差
$z<-1.96$	低值聚集（<70）	显著冷点	很差

4　结果分析

4.1　河岸带*PSI*动态评价　按照河岸带PSI的遥感监测评价体系和《河流健康评估指标、标准与方法V1.0》中物理结构的调查方法，逐级加权、综合评分，分别得到研究区2010年与2016年基于RS的PSI评价结果以及2016年22个监测点的地面实测结果（图2）。两种方法在监测河段尺度上的PSI评价结果见表6。

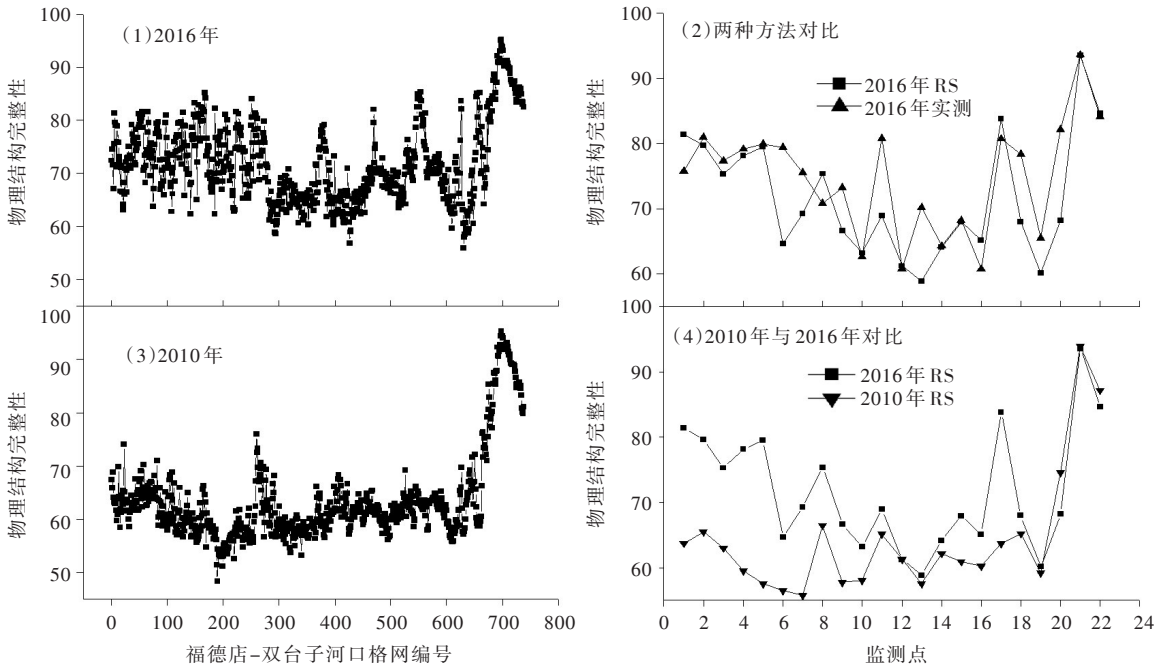

图2　2010年和2016年的河岸带PSI评价结果

表6　监测河段尺度上*PSI*评价结果

监测河段	2016年地面实测结果	健康状态	2016年遥感监测结果	健康状态	2010年遥感监测结果	健康状态
福德店—柴河口	81.16	理想	74.03	健康	61.84	健康
柴河口—石佛寺水库	76.21	健康	73.77	健康	58.51	亚健康
石佛寺水库—柳河口	69.65	健康	66.46	健康	59.44	亚健康
柳河口—小徐家房子	65.66	健康	66.92	健康	61.57	健康
小徐家房子—盘山闸	71.39	健康	71.03	健康	61.68	健康
盘山闸—双台子河口	81.76	理想	81.52	理想	80.12	理想

(1)对比分析2016年遥感方法和地面实测的*PSI*评价结果，可以得到以下结论：在监测河段尺度上，整个辽河干流只有福德店-柴河口河段存在较大的误差值7.13，其余5个河段均在3.5之内；在监测点尺度上，两种方法评价结果仅在4个监测点存在一定差异，但是仍在健康等级判定的阈值范围内，在其余监测点的误差值均小于7。总体来说，两种方法的评价结果以及变化趋势一致，充分验证了基于RS的河岸带*PSI*评价方法的可行性和准确性。

针对误差值较大的监测点和监测河段，结合遥感影像进行分析，发现其主要原因是监测点选择缺乏典型性以及数据采集缺乏代表性。地面实测方法一方面考虑到采样点的可达性和安全性，通常选择大桥、村庄和道路附近等人工干扰较多的河岸带作为监测点；另一方面，监测断面上的调查样方可以看作线状的评价结果，无法全面兼顾周围河岸带的地表情况，用来代表面状河段的结果会存在一定偏差。另外，调查样方内采取的目视估计方法以及遥感解译时影像分辨率的限制也会产生误差。

(2)生态修复前(2010年)整个河岸带的物理结构评价结果见图3，辽河干流*PSI*平均值为63.47，有195.1 km(37.8 %)河岸带处于亚健康状态。其中福德店-盘山闸河段的*PSI*平均值为60.83，标准偏差为3.62，说明大部分河岸带处于或者接近于亚健康的状况；盘山闸-双台子河口河段的*PSI*平均值高于80，而标准偏差为11.2，虽然整体处于健康甚至理想的状态，但是部分河岸带的结构稳定性较差。

修复后(2016年)的河岸带*PSI*平均值达到了72.07，整体上处于健康状态，并且有81.8 km(15.9 %)河岸带处于理想状态(图3)。但是，仍然有90.2 km(17.5 %)河岸带处于潜在的亚健康状态(*PSI*<65)，并且辽河干流的标准偏差达到了7.56，说明基本评价单元之间的*PSI*值存在较大差异，河岸带生态修复未完全达到预期目标。对比分析修复前后在基本评价单元及监测点上的评价结果发现，除了盘山闸-双台子河口河段外，其余河段的*PSI*值都发生了比较明显的变化。

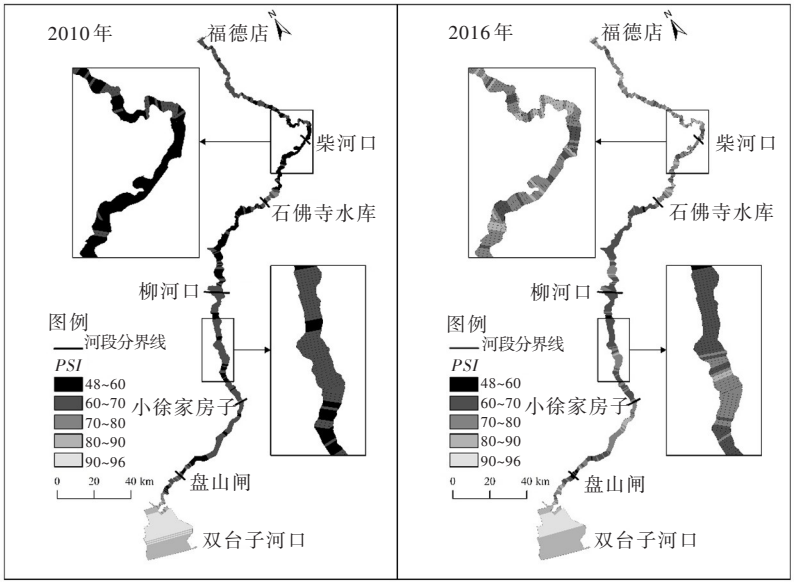

图3　辽河干流2010年与2016年*PSI*动态评价结果

4.2　河岸带生态修复效应　通过对变化值进行定量分析及赋分，得到基于基本评价单元的河岸带生态修复效应评价结果见图4，经过6年的生态保护之后，辽河干流388.1 km(75.2%)河岸带的生态环境状况得到不同程度的改善(表7)。

从图4和表7可以看出，辽河干流的河岸带生态系统得到了有效的保护和恢复，生态修复工程取得了非常好的效果。修复效应为等级1和2的河岸带集中在福德店-柳河口河段、柳河口-小徐家房子后半部分河段和小徐家房子-盘山闸河段。针对修复效果较明显($u \geqslant 5$)的基本评价单元，定量分析评价结构体系中遥感监测指标的变化情况：自然植被覆盖率得分增加了60.6，人工干扰程度得分增加了35.5，植被覆盖度得分增加了13.9，河宽比平均得分减少了10.5。这是因为在2010年前，80 %以上的河漫滩被开垦成耕地，并且沿岸的鱼塘、采砂作业和人工建筑等人工干扰程度非常大，导致河岸的结构稳定性很差，保护区设立之后草地和林地等自然植被面积大幅增加，使得河岸带健康状态明显提升。部分河段的硬性砌护处理虽然减轻了河岸侵蚀和水土流失，但是也阻隔了河流与洪泛区之间的水量交换，导致河岸带对洪水吐纳能力的降低。耕地面积的减少以及草地和乔木覆盖率的增加是河岸带状况改善的主要驱动因子，土地利用格局的变化对河岸带结构稳定性有显著影响。

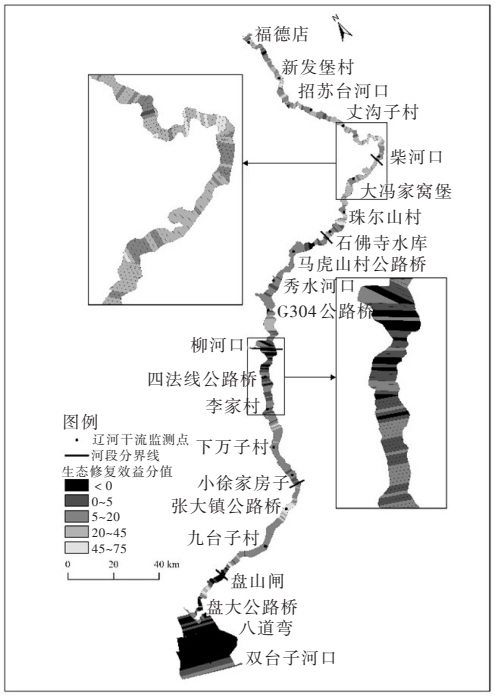

图4　河岸带生态修复效应评价结果

表7　辽河干流河岸带生态修复情况(2010—2016年)

等级	修复效应	河流长度/km	百分比/%
1	显著($u \geqslant 20$)	141.9	27.5
2	较显著($5 \leqslant u < 20$)	246.1	47.7
3	一般($0 \leqslant u < 5$)	65.0	12.6
4	差($u < 0$)	62.9	12.2

柳河口-小徐家房子前小部分河段的修复效果不理想(等级3和4，且2016年<70 km)，综合实地调查及遥感影像判断，该河段人口分布密集，耕地、人工建筑等干扰程度较大，河漫滩为大片的沙地，植被覆盖度很低，因此河岸带生态修复比较困难。对于影响河岸带恢复的耕种行为及建设应进行禁止或迁移，以当地优势土著种为主，选择性种植抗性的沙生植被、灌木及乔木来增加该区域的植被种类及数量，合理调控河岸带生态修复水位，从而逐步恢复河岸带的自然生态功能。

盘山闸-双台子河口河段虽然仍保持在理想状态，但河岸带有所降低。随着旅游业、蟹养殖业和水稻种植业的快速发展，房屋建筑和道路等人工干扰增加，一定程度上影响了河岸带的结构稳定性。在开发利用河流生态、景观和经济等资源时，需要科学规划，注重保护，以免对河流生态环境造成严重的破坏。

4.3　河岸带结构稳定性判定结果　采用空间热点分析方法对辽河干流2016年的评价结果进行计算，研究结果(图5)表明，修复后的存在1个较大的热点地带和4个较大的冷点地带。热点的Gi*统计量z得分大于1.65，局部空间自相关性强且为正相关，主要分布于盘山闸-双台子河口后大部分河段，该河段属于天然沼泽湿地保护区，人为干扰相对较弱，河漫滩面积大，植被覆盖率高，并且河流连通性强，是修复后河岸带结构处于稳定状态的高值聚集区域。河流物理结构冷点的Gi*统计量z得分小于-1.65，是置信度在90%~95%之间的低-低聚集区域，河岸带值在65左右，局部空间

自相关性强且为正相关，主要分布于石佛寺水库-小徐家房子河段和小徐家房子-盘山后半部分河段，是修复后辽河干流的河岸带脆弱区，与修复效应不显著的区域相对应，是下阶段生态修复工作的重点关注区域。

另外，辽河干流51.1 %的河段处于随机分布区域，标志为z值处于-1.65和+1.65之间，河岸带值在55 ~ 85之间。该区域的局部空间自相关性弱，基本评价单元之间的*PSI*差异较大，没有显著的高值或低值聚集。利用热点分析方法对河岸带*PSI*的空间聚集特征进行定量统计，可以灵敏、准确地识别出河岸带结构的稳定及脆弱区域，从而合理调整河流生态修复工程的规划部署方向。

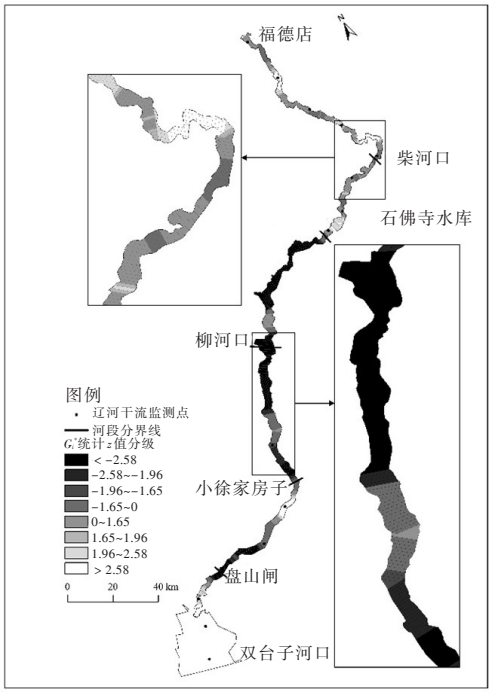

图5　辽河干流2016年*PSI*冷热点的空间分布

5　结论

本文利用传统的地面实测方法以及遥感监测评价方法对研究区2010年和2016年的河岸带结构稳定性进行评估，两种方法的评价结果整体上一致，进一步论证了基于RS的*PSI*评价方法的可行性，并且该方法在连续性、便利性和精确性等方面都具有显著优势。本文还提出将*PSI*作为河岸带生态修复效应评估标准，通过定量分析两个时期遥感监测评价结果的动态变化，结合*PSI*健康状态的变化趋势，从而有效地评价河岸带生态修复效益，解决了由地面实测样点数据量不足所导致的修复效果无法验证的问题。动态评估结果表明：辽河干流388.1 km（75.2 %）的河岸带的*PSI*得到不同程度的提升，处于亚健康状态的河段由37.81 %减少到1.63 %，其中福德店-石佛寺水库河段的修复效果最为显著。目前来看，辽河干流的河岸带生态修复取得了很好的效果，将过度开发的河漫滩退耕还草、还河，是恢复河岸带生态系统可行、有效的保护措施。对基于RS的*PSI*评价结果进行空间热点分析，可以灵敏识别出不同时期河岸带结构稳定和脆弱的区域，对河流生态修复具有科学的指导意义。但是由于河流生态修复评估仍处于探索阶段，指标、方法与标准都有待于进一步的完善，本文仅分析了河岸带结构稳定性的这一基础特征，如何引入河岸带生态系统的其他指标（如景观、生物种群、水质、社会经济状况等）以获得更加精确的修复后评估结果，还需要进一步的研究及论证。

参　考　文　献：

[1] NILSSON C, BERGGREN K. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time[J]. AIBS Bulletin, 2000, 50(9): 783-792.

[2] 张建春. 河岸带功能及其管理[J]. 水土保持学报, 2001(6): 143-146.

[3] 夏继红, 严忠民, 蒋传丰. 河岸带生态系统综合评价指标体系研究[J]. 水科学进展, 2005, 16(3): 345-348.

[4] GREGORY S V, SWANSON F J, MCKEE W A, et al. An ecosystem perspective of riparian zones[J]. Bioscience, 1991, 41(8): 540-551.

[5] MAITRE V, COSANDEY A C, DESAGHER E, et al. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions[J]. Journal of Hydrology, 2003, 278(1): 76-93.

[6] JENKINS S R, BETTS M G, HUSO M M, et al . Habitat selection by juvenile Swainson's thrushes (Catharus ustulatus) in headwater riparian areas, Northwestern Oregon, USA[J] . Forest Ecology and Management, 2013, 305: 88-95 .
[7] PUSEY B J, ARTHINGTON A H . Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review[J] . Marine and Freshwater Research, 2003, 54(1): 1-16 .
[8] 唐涛, 蔡庆华, 刘建康 . 河流生态系统健康及其评价[J] . 应用生态学报, 2002(9): 1191-1194 .
[9] National Research Council . Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy[M] . National Academies Press, 1992 .
[10] KAUFFMAN J B, BESCHTA R L, OTTING N, et al . An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States[J] . Fisheries, 1997, 22(5): 12-24 .
[11] POSTEL S, RICHTER B . Rivers for life: managing water for people and nature[M] . Island Press, 2012 .
[12] 黄凯,郭怀成,刘永,等 . 河岸带生态系统退化机制及其恢复研究进展[J] . 应用生态学报, 2007(6): 1373-1382 .
[13] 徐菲, 王永刚, 张楠, 等 . 河流生态修复相关研究进展[J] . 生态环境学报, 2014, 23(3): 515-520 .
[14] WOOLSEY S, CAPELLI F, GONSER T, et al . A strategy to assess river restoration success[J] . Freshwater Biology, 2007, 52(4): 752-769 .
[15] KLEIN L R, CLAYTON S R, ALLDREDGE J R, et al . Long-Term Monitoring and Evaluation of the Lower Red River Meadow Restoration Project, Idaho, USA[J] . Restoration Ecology, 2007, 15(2): 223-239 .
[16] BUCHANAN B P, WALTER M T, NAGLE G N, et al . Monitoring and assessment of a river restoration project in central New York[J] . River Research and Applications, 2012, 28(2): 216-233 .
[17] 吕永鹏, 徐启新, 杨凯, 等 . 城市河流生态修复的环境价值及实现机制[J] . 水利学报, 2010, 41(3): 278-285 .
[18] 蔡楠, 杨扬, 方建德, 等 . 基于层次分析法的城市河流生态修复评估[J] . 长江流域资源与环境, 2010, 19(09): 1092-1098 .
[19] 于森,王明玉, 刘佳, 等 . 人工补水条件下的缺水河流生态修复综合评价方法[J] . 环境科学学报, 2013, 33(2): 626-634 .
[20] 水利部水资源司河湖健康评估全国技术工作组 . 全国河湖健康评估技术文件: 河流健康评估指标、标准与方法 V1.0.[Z] . 北京: 水利部, 2010 .
[21] 张泽聪 . 大凌河河流健康物理结构完整性调查技术及计算方法研究[D] . 保定: 河北农业大学, 2013 .
[22] GONZÁLEZ del Tánago M, GARCÍA de Jalón D . Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones[J] . Limnetica, 2006, 25(1/2): 389-402 .
[23] 董哲仁, 孙东亚, 赵进勇, 等 . 河流生态系统结构功能整体性概念模型[J] . 水科学进展, 2010, 21(4): 550-559 .
[24] 张鸿龄, 郭鑫, 孙丽娜 . 辽河保护区河岸带自然生境恢复现状[J] . 沈阳大学学报(自然科学版), 2016, 28(2): 98-104 .
[25] 段亮, 宋永会, 白琳, 等 . 辽河保护区治理与保护技术研究[J] . 中国工程科学, 2013, 15(3): 107-112 .
[26] 黄方, 刘湘南, 刘权, 等 . 辽河中下游流域土地利用变化及其生态环境效应[J] . 水土保持通报, 2004, 24(6): 18-21 .
[27] 吴阿娜, 杨凯, 车越, 等 . 河流健康状况的表征及其评价[J] . 水科学进展, 2005, 16(4): 602-608 .
[28] 刘瑛, 高甲荣, 崔强, 等 . 4种国外河溪健康评价方法述评[J] . 水土保持通报, 2009(3): 40-44 .
[29] DIXON I, DOUGLAS M, DOWE J, et al . Tropical Rapid Appraisal of Riparian Condition Version 1 (for use in tropical savannas)[M] . River Management Technical Guideline No. 7, Land & Water Australia, Canberra, 2006 .
[30] FRYIRS K. Guiding principles for assessing geomorphic river condition: application of a framework in the Bega catchment, South Coast, New South Wales, Australia[J] . Catena, 2003, 53(1): 17-52 .
[31] 杨景春, 李有利 . 地貌学原理[J] . 北京: 北京大学出版社, 2009 .
[32] JOHANSEN K, PHINN S, DIXON I, et al . Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas[J] . Forest Ecology and Management, 2007, 240(1/3): 42-60 .

[33] 付波霖，李颖，朱红雷，等．基于RS的河流物理结构完整性评价的方法研究——以第二松花江为例[J]．水利学报，2014，45(7)：776-784．
[34] GETIS A，ORD J K．The analysis of spatial association by use of distance statistics[J]．Geographical Analysis，1992，24(3)：189-206．
[35] 杨晓明，戴小杰，田思泉，等．中西太平洋鲣鱼围网渔业资源的热点分析和空间异质性[J]．生态学报，2014，34(13)：3771-3778．

Quantitative evaluation of riparian ecological restoration in Liao River based on remote sensing

YANG Gao[1, 2]，LI Ying[1]，FU Bolin[3]，WU Jisheng[4]，XING Zefeng[1, 2]

(1. *Northeast Institute of Geography and Agroecology*，*Chinese Academy of Science*，*Changchun* 130102，*China*；
2. *University of Chinese Academy of Science*，*Beijing* 100049，*China*；
3. *College of Geomatics and Geoinformation*，*Guilin University of Technology*，*Guilin* 541006，*China*；
4. *Song-Liao Basin Aquatic Environmental Science Research Institute*，*Changchun* 130021，*China*)

Abstract：Physical Structural Integrality (*PSI*) is a fundamental feature of riparian ecosystem. Riparian ecological restoration effect is able to be evaluated by quantitatively analyzing *PSI*'s variation. This study is addressed to evaluate riparian ecological restoration of Liao River conservation area using *PSI* value in 2010 and 2016. *PSI* value is calculated through evaluation indicators，e.g.，vegetation percent cover，water level width and human disturbance derived from remote sensing (RS) data and validated by field measurements. The variation and clusters of *PSI* values were calculated by Hot and Cold Spots Analysis (Getis-Ord General Gi Statistics) to discriminate stable and weak area of riparian zones. The results indicated that there was no significant difference between evaluation results based RS and field measurements. The average value of PSI increased from 63.47 to 72.07 after the riparian ecological restoration，and the length of riparian zone under the sub-healthy condition decreased 189.5 km which accounted for over 97.1% of 2010. The riparian zone achieved significant restoration effect accounted for over 27.5% of the entire riparian zone of Liao River，then the structural stability was obviously improved. The riparian *PSI* value in 2016 existed five statistically significant hot and cold spots，on which local spatial autocorrelation was strong. The cold spots with low-low clusters of *PSI* values were in the vulnerable riparian zone，which was consistent to the riparian zone with poor ecological restoration effect. The research results can provide reference for plain rivers in northern China to evaluate riparian ecological restoration effect and indicate restoration position in the future，which are of particularly important application value for the ecological restoration projects lacking field measurements.

Keywords：riparian ecological restoration；physical structural integrality；RS and GIS；Hot Spot Analysis；spatial cluster distribution

（责任编辑：祁　伟）