

北部湾钦江流域土壤侵蚀及其硒元素流失评估

田义超^{1,2,3}, 黄远林^{1*}, 张强¹, 陶进¹, 张亚丽¹, 谢小魁¹, 王日明¹ (1.北部湾大学资源与环境学院, 广西 钦州 535011; 2.北部湾大学海洋地理信息资源开发利用重点实验室, 广西 钦州 535011; 3.中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002)

摘要: 以钦江流域 2015 年的气象数据、遥感数据及数字高程模型、土壤类型以及土壤质地等数据为基础, 基于修正的通用土壤流失方程(RUSLE)和 GIS 空间分析技术, 定量分析了广西北部湾钦江流域土壤侵蚀及其硒元素流失的空间分布特征。研究表明: (1) 北部湾钦江流域 2015 年土壤侵蚀总量为 $381.64 \times 104 \text{t/a}$, 平均土壤侵蚀模数为 $14.79 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 小于 2010 年钦江流域的土壤侵蚀模数, 但远大于水利部规定的在南方红壤丘陵区土壤允许流失量; (2) 流域土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主, 侵蚀强度从流域上游到下游依次降低, $0 \sim 240 \text{m}$ 之间的高程带以及 $>15^\circ$ 的坡度带是未来土壤侵蚀防治的重点区域; (3) 山地地区的土壤侵蚀模数最高, 达 $23.49 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 高于流域平均土壤侵蚀模数约 1.59 倍, 丘陵地区次之, 而冲积平原最小; (4) 流域土壤的硒含量介于 $0.38 \sim 0.72 \text{mg/kg}$ 之间, 平均值 0.49mg/kg , 高于中国土壤硒元素背景值的 1.69 倍; (5) 不同土地利用类型土壤硒含量随着土壤剖面深度的增加均呈现出减低趋势, 硒的含量在不同土地利用类型中的排序为林地 > 园地 > 草地 > 水田 > 旱地, 而在不同土壤类型中硒含量大小顺序则为: 新积土 > 石灰岩土 > 潜育水稻土 > 淹育水稻土 > 赤红壤 > 潴育水稻土 > 砖红壤 > 滨海沙土 > 紫色土 > 咸酸水稻土; (6) 流域土壤硒元素的流失总量为 8987.05kg/a , 平均流失模数为 $0.0344 \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 其中流域中游的硒元素流失量最大。该项研究成果可为钦江市政府开发富硒农产品、发展富硒农业以及提升钦江流域土地利用的价值提供科学依据。

关键词: 土壤侵蚀; RUSLE 模型; 土壤硒元素流失; RS 与 GIS 技术; 北部湾钦江流域

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2019)01-0257-17

DOI: 10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0032

Soil erosion and Selenium loss in Qinjiang River Basin in Beibu Gulf coastal zone. TIAN Yi-chao^{1,2,3}, HUANG Yuan-lin^{1*}, ZHANG Qiang¹, TAO Jin¹, ZHANG Ya-li¹, XIE Xiao-kui¹, WANG Ri-ming¹ (1.College of Resources and Environment, Beibu Gulf University, Qinzhou 535011, China; 2.Key Laboratory of Marine Geographic Information Resources Development and Utilization in the Beibu Gulf, Beibu Gulf University, Qinzhou 535011, China; 3.National Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Geochemistry Institute of Chinese Academy of Science, Guiyang 550002, China). *China Environmental Science*, 2019,39(1): 257~273

Abstract: Based on the meteorological data, remote sensing data, digital elevation model, soil types and soil texture data of Qinjiang River basin in 2015, the spatial distribution of soil erosion and associated Se loss in 2015 in Qinjiang River Basin in Beibu Gulf coastal zone, was quantitatively analyzed by using the modified universal soil loss equation (RUSLE) and GIS spatial analysis technology technique. The results indicated that the total amount of soil erosion in Beibu Gulf Qinjiang River Basin in 2015 was $381.64 \times 104 \text{t/a}$, and the average modulus of soil erosion was $14.79 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$. The soil erosion modulus of the Qinjiang River Basin was less than that of the 2010, but far greater than that of the Ministry of water resources in the red soil hilly area of the South China. The soil erosion intensity was mainly slight erosion, which decreased successively from upstream to downstream in the basin. The elevation zone between $0 \sim 240 \text{m}$ and the slope zone belts of greater than 15° were the key areas for soil erosion prevention in the future. The highest modulus of soil erosion in mountainous area was $23.49 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, which was about 1.59 times higher than the average modulus of soil erosion in watershed, followed by hilly area and the smallest in alluvial plain. The content of selenium in the soil was between $0.38 \sim 0.72 \text{mg/kg}$, with the average value of 0.49mg/kg , which was 1.69 times higher than the background value of selenium in Chinese. Selenium content in different land use types decreased with the increase of soil profile depth. The order of Se content in different land use types was forest land > garden land > grassland > paddy field > dry land, and the order of Se content in different soil types was: new accumulated soil > limestone soil > gleying paddy soil > flooded paddy soil > dry land. Lateritic red soil > paddy soil > lateritic soil > coastal sandy soil > purple soil > salty acid paddy soil. The total loss of selenium Qinjiang River Basin was 8987.05kg/a . The average loss modulus was $0.0344 \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, and the loss of selenium in the middle reaches of the river basin was the largest. The results can provide scientific basis for the development of selenium-rich agricultural products, the

收稿日期: 2018-06-14

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41361022); 广西科技重大专项与广西重点研发计划(2018AA13005); 广西自然科学基金资助项目(2014GXNSFBA118221); 广西教育厅基金资助项目(ZD2014138, LX2014452); 广西北部湾海洋生物多样性养护重点实验室(2015ZB07); 广西本科高校特色专业及实验实训教学基地建设项目(桂教高教(2018)52号)

* 责任作者, 副教授, huangyuanlin@yeah.net

development of selenium-rich agriculture and the promotion of land use value in Qinjiang River Basin.

Key words: soil erosion; RUSLE; Se loss; the technology of RS and GIS; Qinjiang River Basin in Beibu Gulf coastal zone

土壤侵蚀破坏土地资源,造成土地荒漠化,引起生态环境恶化,造成土壤中氮、磷、钾和硒等元素的流失,导致土壤肥力降低、农作物减产,严重威胁着人类的生存和发展,成为各国普遍关注的热点问题之一^[1-4].流域土壤侵蚀可导致河流输沙量增加^[5],造成水库及河道淤塞^[6]、河流水量减少和水质的恶化^[7],对水生生态系统功能、农业可持续发展、土壤硒元素的含量以及区域水土保持产生重要的影响^[8].中国土壤侵蚀极为严重,遭受土壤侵蚀的面积约为 $3.6 \times 10^6 \text{ km}^2$,占国土面积的 37%,土壤侵蚀中硒元素流失的总量也呈现出显著增加趋势^[9].因此,掌握土壤侵蚀量的空间分布格局及其硒元素的流失量对指导水土保持措施优化配置、水土资源保护和农业的可持续利用具有重要意义.

定量评估区域或流域土壤侵蚀、分析土壤侵蚀空间分布特征及其驱动因素是防治区域水土流失的基础.近 30a 来,国内外学者根据不同的区域特征研发了大量的水土流失评价模型,主要分为经验模型和物理模型,其中最早建立的是通用土壤流失方程 USLE 模型^[10].自 1993 年以后,USLE 模型逐渐被美国农业部颁布的修正土壤流失模型 RUSLE 所代替,该模型广泛应用于剖面 and 细沟土壤侵蚀过程.由于 RUSLE 模型是基于地理区域或者流域尺度上的地理空间信息,因此该模型可以更好的反映水土流失的空间异质性问题,是应用特别广泛的经验模型^[11-12].20 世纪 80 年代后期,中国学者以 USLE 模型为基础,综合考虑浅沟侵蚀过程,水土保持生物、工程措施对坡面侵蚀的影响,建立了若干个地区性的土壤侵蚀预报模型^[13-14].在物理模型方面,其中以美国的 WEPP 模型^[15],欧洲的 EUROSEM^[16]、荷兰的 LISEM^[17]以及地中海的 SEMMED 模型最为典型,但是由于物理模型涉及参数众多,尤其是在资料缺失的典型流域地区该模型的实用性及可拓展性受到了一定的限制.因此,以 USLE 和 RUSLE 为代表的经验统计模型仍是应用最为广泛的模型之一^[19].

硒是人体和动物必需的一种微量元素,能提高人体抗癌抗衰老能力^[20],缺硒可引起人体和动物发

生白肌病、克山病、大骨节病、心血管病和关节炎等多种疾病^[21].据统计,全球有 40 多个国家和地区缺硒,我国有 72%的地区处于缺硒和低硒状态,在我国土壤硒的分布中形成了以中间低,东南和西北高的马鞍形趋势.在土壤—植物—动物生态系统中,土壤是最基本的因素,土壤中硒的含量可通过食物链最终影响人体健康^[22].目前国内外关于土壤、植物生态系统中硒的环境效应、全量硒、有效硒含量及其影响因素等已见诸多研究^[22-23],众多研究成果表明硒在土壤生态系统中的迁移转化及其富集规律受到成土母质、土壤酸碱度,有机碳及铁和铝等因素的综合影响^[24-25],但上述研究成果多以土壤硒元素的影响因素及其在土壤中的生态环境效应为主,对于土壤侵蚀所引起的养分流失、水分流失以及泥沙流失所损失的硒的物质质量方面鲜有报道.

钦江流域呈狭长状分布于钦州市的中心地带,地势东北高西南低,除流域的出口西南部外,其他三面高,中间低.近年来流域生态环境受人为因素影响强烈,水土流失状况发生了显著的变化.流域土地利用/覆被发生了显著的变化,而土地利用方式综合反映人类活动和自然环境作用对土壤、径流和植被等的影响,目前关于钦江流域土壤中硒的研究数据缺乏,流域中土壤的硒含量如何,在空间上呈现出怎样的规律,土壤侵蚀所伴随的硒流失量如何,这些科学问题目前尚不明晰.鉴于此,本文以 2015 年的钦江流域气象数据、遥感数据、数字高程模型、土壤类型以及土壤质地等数据为基础,借助 RS 与 GIS 技术,定量估算了流域土壤侵蚀及其硒元素流失的空间分布规律,同时详细探讨了流域土壤侵蚀空间分布与海拔、坡度等地形因子的定量化关系,该项研究成果可为钦江流域土壤侵蚀以及硒元素流失现状评估,同时可为水土流失防治工作和生态环境恢复提供有效的数据基础.

1 研究区概况

钦江流域为北部湾水系河流,位于东经 $108^{\circ}34' \sim 109^{\circ}29'$,北纬 $21^{\circ}53' \sim 22^{\circ}36'$,地处广西壮族自治区南部沿海城市—钦州市.发源于广西灵山县

平山镇白牛岭,由东北向西南横穿灵山境内,至钦州市尖山镇入茅尾海,全长 179km,流域面积 2 457km²(图 1).钦江流经钦南区、钦北区、灵山县等 19 个乡镇,是钦州第一长河,主要支流有大潮江、龙门江、九曲江、玉麓江、大塘江、白花江、那隆江、青平江、旧州江、龙山江等.流域多年平均流量为

64.37 亿 m³,年径流深为 900mm.气候类型属于南亚热带季风气候,处在著名的亚洲东南部季风区内,太阳辐射强,多年平均气温 21.7℃,平均降水量为 1 658mm.因受季风气候和地形影响,多年年内降雨量分配极不均匀,流域雨量充沛,易发生涝灾和潮灾,导致区域水土流失严重.

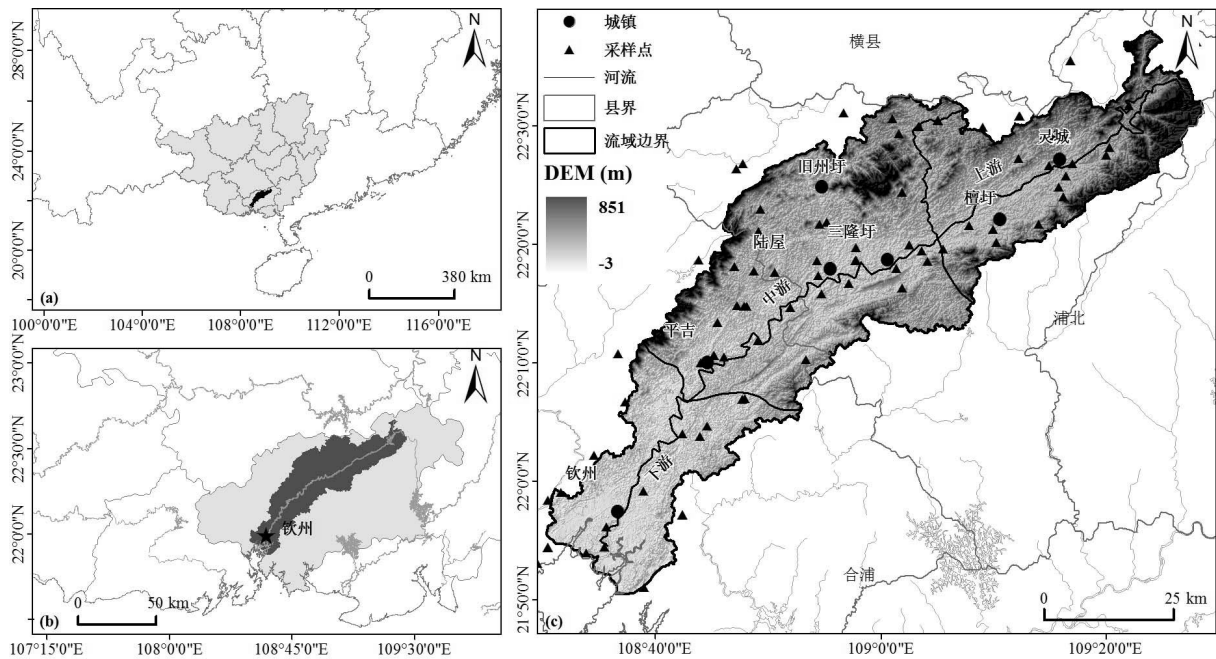


图 1 北部湾钦江流域在广西区地理位置

Fig.1 Location of Qin River Basin in the Beibu Gulf in Guangxi Autonomous Region

2 数据来源与技术流程

2.1 数据来源

本研究使用以下数据:(1)广西壮族自治区 2015 年的日值降水量数据.来源于中国气象科学数据共享服务网,数据空间范围覆盖全区气象站观测资料;(2)数字高程模型 SRTM DEM(<http://strm.csi.cgiar.org>),该数据主要用于土壤侵蚀模型中 LS 因子的计算,空间分辨率为 30m.(3)遥感数据主要使用了研究区的 Landsat8OLI 多光谱数据,该数据来源于美国地质勘探局(USGS),空间分辨率为 30m,由于钦江流域的范围较大,本研究选择了 2015 年的两景遥感影像进行了拼接处理,分别为 P125,R44 和 P124,R44,获得遥感影像之后,主要采用 ArcGIS10.2、ENVI5.1 等地理信息系统和遥感图像处理软件对研究区的遥感影像进行处理.在进行土地利用/覆被类型分类方面,采用《土地利用现状分类调查技术

规程》中的分类标准,根据钦州市的实际情况对钦江流域的土地利用类型进行划分,依次划分为耕地、园地、林地、草地、建设用地、水域和未利用地 7 类.在遥感数据的处理过程中主要依靠 ENVI5.1 和 ArcGIS10.2 软件对原始遥感数据进行几何纠正、大气校正、拼接、波段组合和裁剪等预处理操作.根据解译标志以及野外实地勘测,在 ENVI5.1 软件中对遥感数据进行监督分类,对获得的监督分类图像进行异常值处理,经过反复验证与调整直至土地利用解译分类的总体精度达到 80% 以上,Kappa 指数>0.8 为止.(4)钦江流域矢量边界数据是通过 ArcGIS10.2 中的 Hydrology 模块进行流域边界自动提取,依据《广西钦州市水资源综合规划报告》,钦江流域的上游段主要包括灵山县城的灵东水库所包围的集水单元,中游段和下游段的集水区则以平吉水文站为划分单元,下游段则主要是地势比较平坦的河口平原地区.(5)钦江流域土壤类型

数据来源于中国西部环境与生态科学数据中心,空间分辨率为 1km,该数据包括土壤的厚度、土壤容重、土壤体积含水量,土壤颗粒组成和土壤质地等属性数据。(6) 钦江流域土壤硒含量数据来源于野外采样,工作的比例尺为 1:50000,土壤采样密度为 8~10 个/km²,按照《多目标地球化学调查规范(1:250 000)》(DZ/T 0258-2014)的要求采集 0~20cm 深度的表层土柱样品,采样时以室内 GPS 定位点为中心,在 50~100m 范围内向四周辐射 4~6 个分样点,等份组合成一个混合样品,当采样的地块为长条形时,采用“S”形采样法,当采样地块近似正方形时,采用“X”形

或棋盘形采样法。采样点一般布设于耕地、园地、林地、草地及山地丘陵等土层较厚的地区,采样时不仅要避开新近搬运的堆积土、垃圾堆和局部污染明显的地区,而且要避开沟渠、林带、田埂、路边、旧房基、粪堆及微地形高低不平无代表性地段。老城区在历史较长的公园、林地以及其他空旷地带采样,新城区则在尚未开发利用的农用地中采样。本研究在钦江流域的硒采样点数据共 89 个,得到样点数据后,取 0.5g 样品试剂,采取王水分解、KBH₄ 还原、氢化法进行消解,然后用原子荧光光谱仪上机测定。数据详细参数如表 1 所示:

表 1 研究所使用的数据集
Table 1 The datasets used in this study

数据集	数据类型	空间尺度	时间尺度	数据源
气象数据	点	—	2015	http://cdc.cma.gov.cn/
数字高程模型 DEM	栅格	30m	2000	http://srtm.csi.cgiar.org
遥感影像数据	栅格	30m	2015	http://earthexplorer.usgs.gov/
土壤类型数据	栅格	1km	2009	http://westdc.westgis.ac.cn
植被 NDVI 数据	栅格	30m		http://earthexplorer.usgs.gov/
硒元素采样点数据	点	—	2015	土壤采样点数据

2.2 技术流程

本研究在对北部湾钦江流域土壤硒元素流失的估算方法中主要分为 3 个流程,首先利用修正的土壤流失方程 RUSLE 模型和 GIS 技术对研究区的土壤侵蚀特征进行了定量评估,可以得到研究区 2015 年土壤侵蚀模数空间分布图;其次,将钦江流域典型土壤剖面的土壤硒采样点数据,在 ArcGIS10.2 空间分析模块下的克里金插值方法的支持下生成土壤硒含量的空间分布图;最后在 ArcGIS10.2 中的栅格计算器的支持下,基于土壤硒含量空间分布数据与土壤侵蚀模数两类数据,利用硒迁移系数、土壤体积,土壤容重以及沉积物运移率等参量计算研究区土壤硒元素流失空间分布状况。考虑到研究区范围,研究尺度以及计算量等因素,本研究中将所有的栅格数据重采样为 30m 空间分辨率。

3 研究方法

3.1 RUSLE 模型

基于 GIS 软件平台,采用修正的通用土壤流失方程对北部湾钦江流域土壤侵蚀状况进行估算,其

表达式为:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

式中: A 是单位面积上的平均土壤流失量,土壤流失量的单位取决于 K 和 R 的单位,多数文献采用美制单位 $t/(hm^2 \cdot a)$; R 是降雨侵蚀力因子,它是降雨侵蚀力同时考虑融雪径流侵蚀作用,单位为 $MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)$; K 是土壤可蚀性因子,指在标准小区上测得的某种给定土壤单位降雨侵蚀力的土壤流失速率,国际单位制为 $t \cdot hm^2 \cdot h/(hm^2 \cdot MJ \cdot mm)$; L 和 S 分别为坡长和坡度因子; C 为植被覆盖因子; P 为水土保持措施因子,包括工程措施和耕作措施因子。

3.2 RUSLE 模型各因子的确定

3.2.1 降雨侵蚀力因子 坡度坡长因子作为直接影响土壤侵蚀的两个重要地形因子。本文根据刘宝元等^[14]的研究结果对钦江流域的坡度坡长因子进行提取:

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03, & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin \theta - 0.05, & 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.9 \sin \theta - 0.96, & \theta \geq 10^\circ \end{cases} \quad (2)$$

$$L = (\lambda / 22.13)^m$$

式中: S 为坡度因子; θ 为坡度值,°; L 为坡长因子; λ 为

坡长(m).首先利用 30m 的 DEM 数据在 ArcGIS 里提取坡度和坡长,然后代入公式算出坡长 L 因子和坡度 S 因子.本文以地理空间数据云下载的 DEM 数据为数据源,应用 ArcGIS10.2 软件提取了钦江流域的

坡度坡长空间分布图(图 2a),由图 2a 可知钦江流域的坡度和坡长最大值为 56.87,最小值为 0.05,高海拔地区的坡度和坡长因子值较大,低海拔地区坡度和坡长因子较小.

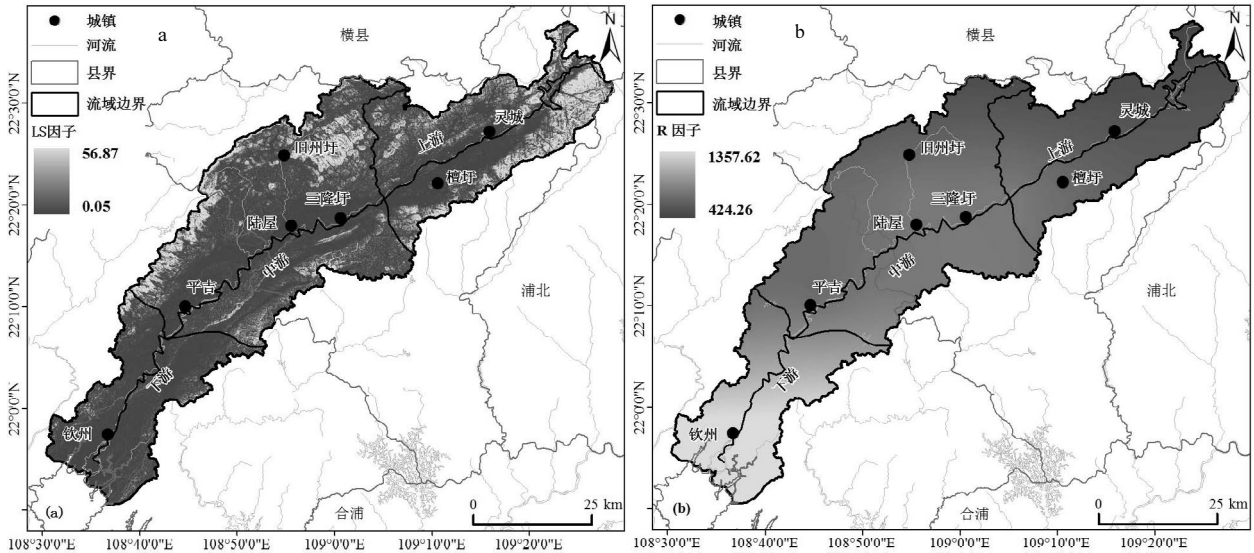


图 2 钦江流域坡度坡长因子(a)与降雨侵蚀力因子(b)空间分布

Fig.2 The spatial distribution of LS factor (a) and Rainfall erosivity factor (b) in Qin River Basin

3.2.2 降雨侵蚀力因子 降雨侵蚀力因子是区域降水量能引起土壤侵蚀的重要性因子,同样也是通用土壤流失方程中的重要因子,降雨侵蚀力计算结果的好坏直接影响着区域的土壤侵蚀能力.本文选用 Wischmeier 等提出的降雨侵蚀力经验公式计算降雨侵蚀力^[26],其计算公式如下:

$$R = \sum_{i=1}^{12} (1.735 \times 10^{1.5 \times \lg \frac{P_i^2}{P} - 0.8188}) \quad (3)$$

式中: R 为降雨侵蚀力因子, $MJ \cdot mm / (hm^2 \cdot h \cdot a)$, P 和 P_i 分别为研究区的年和月均降水量, mm .由图 2b 可知,流域上游及中游降雨侵蚀力因子较小,而流域下游降雨侵蚀力因子较大,最大值可达到 $1357.62 MJ \cdot mm / (hm^2 \cdot h \cdot a)$.

3.2.3 土壤可蚀性因子 在估算区域土壤侵蚀量的过程中,土壤的质地因素也是影响区域土壤侵蚀的一个关键的因子,土壤的质地因子可用土壤可蚀性因子来定量表达,这个因子是土壤对降水所产生的流量过程指标,土壤可蚀性因子 K 值的计算主要是依据钦江流域的土种志,同时主要参考世界和谐土壤数据库(HWSD)的中国土壤数据集,该数据集来源于联合国粮农组织(FAO)和维也纳国际应用系统研究所(IIASA)所构建的世界土壤数据库(HWSD).中国境内

数据源为第二次全国土地调查南京土壤所提供的 1:100 万土壤数据.对于土壤可蚀性因子的计算主要借助于土壤侵蚀与生产力影响评估模型 EPIC 中所定义的方法^[27],利用土壤的颗粒质地以及土壤的有机质计算土壤可蚀性因子 K 值.具体计算公式如下:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 SAN \left(1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{SIL}{CLA - SIL} \right)^{0.3} \times \left(1 - \frac{0.25C}{C + \exp(-2.95C + 3.72)} \right) \times \left(1 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \quad (4)$$

式中: K 为土壤可蚀性因子, $(t \cdot acre \cdot h) / (100 \cdot acre \cdot ft \cdot tan \cdot in)$,由于土壤可蚀性因子中的国际制单位为 $((t \cdot km^2 \cdot h) / (km^2 \cdot MJ \cdot mm))$,因此需要对其进行转换,这里的转换系数定义为美制单位乘以转换系数 0.1317; SAN 、 SIL 、 CLA 和 C 分别为土壤质地中的砂粒(0.050~2.000mm)、粉粒(0.002~0.050mm)、粘粒(<0.002mm)和土壤有机质含量(%); $SN1 = 1 - SN/100$.依据公式将计算得到的不同 K 值数据分别赋值到不同的土壤类型图中,具体在进行赋值

时为了快速的进行操作,该研究使用了GIS命令中的 JOIN 命令实现 K 值的赋值,继而得到钦江流域

土壤类型(图 3a)和土壤可蚀性 K 因子(图 3b)空间分布。

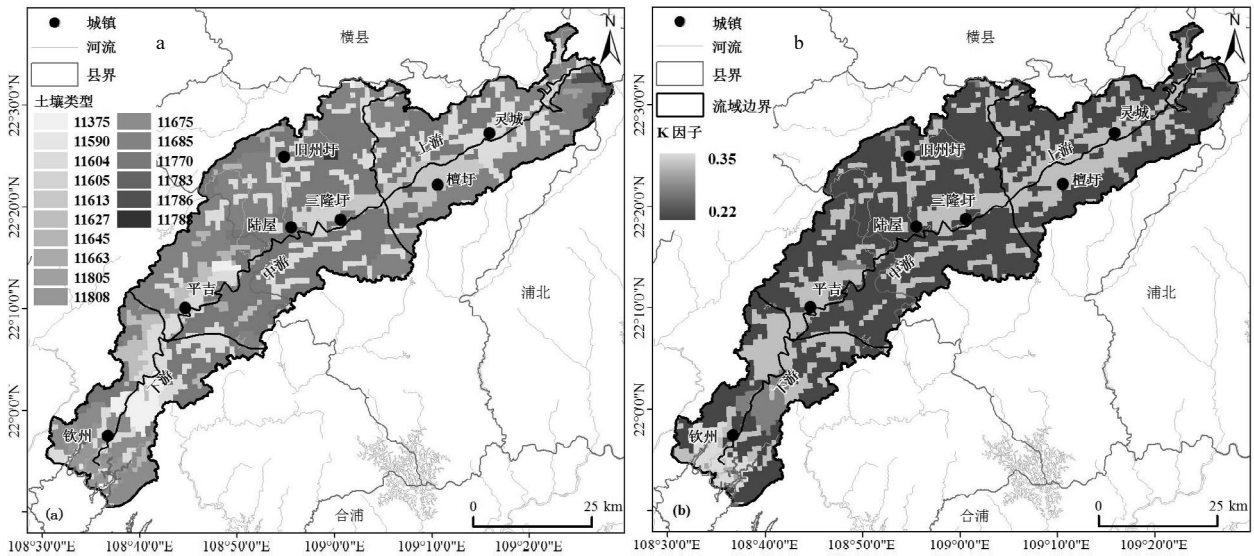


图3 钦江流域土壤类型图(a)与土壤可蚀性因子(b)空间分布
Fig.3 The spatial distribution of soil types(a) and K values (b) in Qin River Basin

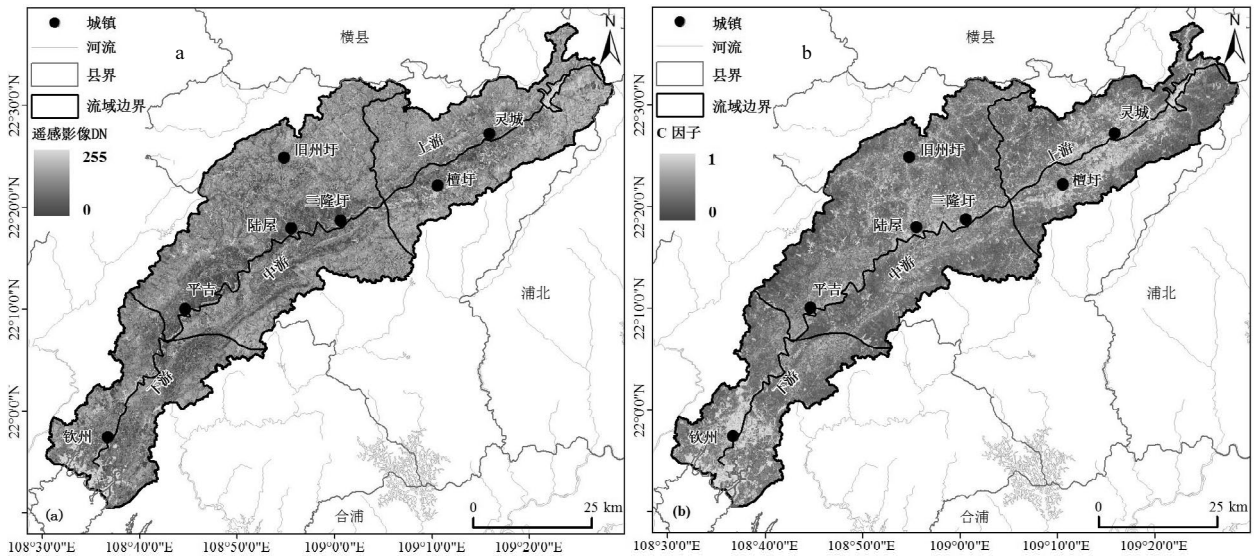


图4 钦江流域遥感影像(a)与植被覆盖 C 因子(b)空间分布
Fig.4 The remote sensing data (a)and C factor (b) in Qin River Basin

3.2.4 植被覆盖因子 C 值 在RUSLE通用土壤流失方程中,植被覆盖因子 C 值是表征在其他外界条件如降雨侵蚀力因子、地形因子以及区域的水土保持因子等都相同的前提下,有植被覆盖的区域与裸土的土壤流失量之间的比例^[28].在 C 因子的计算过程中需要以研究区的遥感数据为基础,之后借助于GIS软件的栅格计算器算出区域的NDVI值,利用下面公式计算不同年份的 C 因子。

$$C = \begin{cases} 1, & f_c = 0 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f_c, & 0 < f_c < 0.783 \\ 0, & f_c \geq 0.783 \end{cases} \quad (5)$$

$$f_c = (\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\text{soil}}) / (\text{NDVI}_{\text{veg}} - \text{NDVI}_{\text{soil}}) \quad (6)$$

$$\text{NDVI} = \rho_{\text{NIR}} - \rho_R / \rho_{\text{NIR}} + \rho_R \quad (7)$$

式中: C 为研究区的植被覆盖度因子; f_c 为区域的植被覆盖度,%;NDVI 为归一化植被指数;NDVI_{veg} 为区域纯植被覆盖像元的NDVI值;NDVI_{soil} 为区域

纯裸土覆盖像元的 NDVI 值,由于区域不同季节水分以及降雨等条件的差异性影响,NDVIsoil、NDVIveg 值随时间与空间而变化.本研究基于研究区的遥感影像图计算出研究区不同年份的 NDVI 值之后,利用 ENVI5.1 软件统计研究区 NDVI 及其累积概率分布,以 5%和 95%的累积百分比为置信度区间,读取对应的像元值,从而分别确定为研究区有效的 NDVIsoil 和 NDVIveg 值; ρ_{NIR} 为近红外波段, ρ_R 为红光波段.通过以上公式,本研究采用钦江流域 2015 年两景合成的 Landsat8OLI 遥感影像(图 4a),在 ENVI5.1 以及 ArcGIS10.2 的支持下进行了辐射校正、几何精校正等方法计算出研究区植被覆盖因子 C 值

空间分布图 4b.

3.2.5 水土保持措施因子 P 水土保持措施因子 P 是表示采用专门措施后的土壤流失量与顺坡种植时的土壤流失量的比值,一般无任何水土保持措施的土地类型 P 值为 1.国内确定 P 值的适用方法少有报道,实际计算中一般通过对比的方法求出某些水土保持措施下的 P 值,但不同地区的误差较大.土壤保持措施因子 P 被认为是 RUSLE 方程中最难确定的因子,本文在对钦江流域水土保持现状调查的基础上,根据流域的野外调查和相关研究报道^[29],分别给每一种地物类型赋予相应的 P 值.流域不同土地利用类型(图 5a)的水土保持措施因子 P 见图 5b 和表 2:

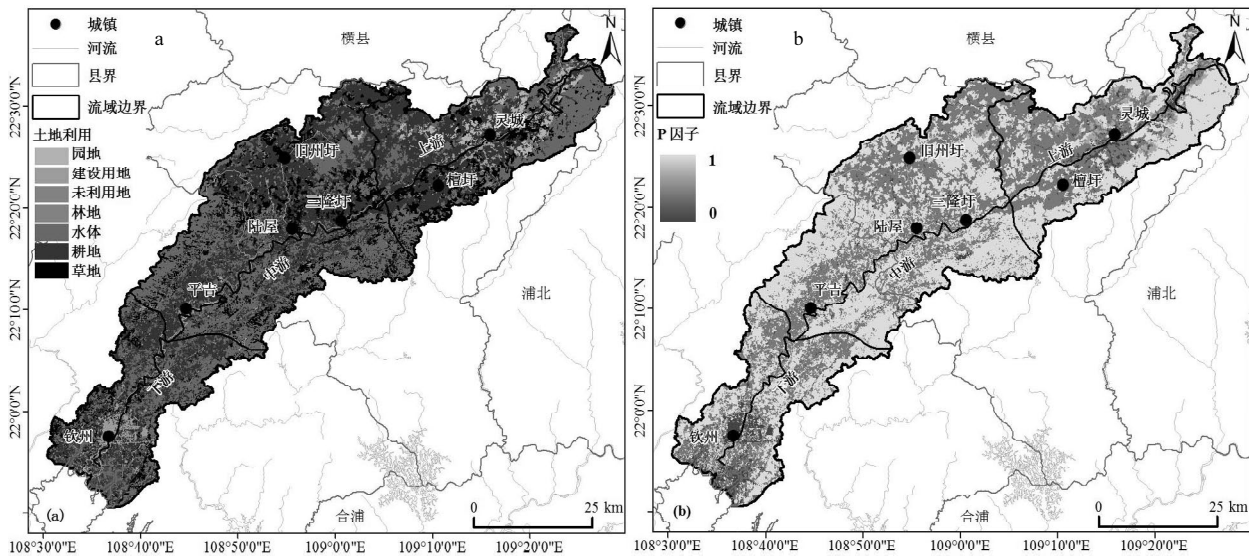


图 5 钦江流域土地利用(a)与水土保持 P 因子(b)空间分布

Fig.5 The spatial distribution of land use (a) and P factor (b) in Qin River Basin

表 2 研究区不同土地利用类型 P 因子

Table 2 The value of P factor in different land use types in Qin River Basin

项目	土地利用类型						
	耕地	园地	林地	草地	建设用地	水体	未利用地
P 值	0.4	0.7	1	1	0	0	1

3.3 土壤硒流失量评价方法

本研究参照《土壤侵蚀分类分级中的水力侵蚀强度分级标准》[SL190-2007]将钦江流域土壤侵蚀进行分级:<5t/(hm²·a)为微度侵蚀;5~25t/(hm²·a)为轻度侵蚀;25~50t/(hm²·a)为中度侵蚀;50~80t/(hm²·a)为强度侵蚀;80~150t/(hm²·a)为极强度侵蚀;>150t/(hm²·a)为剧烈侵蚀.

由于本研究受到采样数据的限制,只考虑了地表土壤侵蚀所引起的土壤硒元素流失与迁移量,而地下侵蚀所引起的硒迁移量不做考虑.地表土壤硒元素流失量的计算公式如下:

$$M_{Se} = k_{Se} \cdot V_s \cdot BD \cdot C_{Se} \tag{8}$$

式中: M_{Se} 为硒流失量,g/a; k_{Se} 硒元素迁移系数; V_s 为土壤的体积含量,m³; BD 为土壤的容重,g/cm³; C_{Se} 为土壤中硒的含量,mg/kg,其中 k_{Se} 的计算公式为:

$$k_{Se} = \frac{A \cdot SDR \cdot ef}{z_d} \cdot \frac{f_{ps}}{BD} \tag{9}$$

式中: A 是单位面积上的土壤流失量,t/(hm²·a); SDR 为沉积物运移系数; ef 为硒元素的富集系数,其值采用经验值 1.33^[30]; z_d 为研究区土壤的厚度,cm; f_{ps} 为土

壤颗粒态硒在土壤总硒中的比例。

$$f_{ps} = 1 - f_{ws} \tag{10}$$

$$f_{ws} = \theta_w / (\theta_w + K_{ds} \times BD) \tag{11}$$

式中： f_{ws} 为土壤中硒元素的液相比例； f_{ps} 为土壤中硒元素的固相比例； θ_w 为土壤的体积含量， mL/cm^3 ； K_{ds} 为分配系数， mL/g 。 K_{ds} 为污染物在土壤溶液及土壤颗粒表面的界面反应过程定量化的一个重要表征指标^[31-32]，该值取决于土壤的 pH 值、有机质含量、土壤含水率、土壤的机械组成以及土壤的化学组成。综合国内外已有相关资料^[33]，采用理想状态赋值法进行估算，其值为 $100\text{mL}/\text{kg}$ 。

沉积物运移系数 SDR ^[34]的计算采用 Gavrilovic 的计算公式：

$$\text{SDR} = \frac{(O \cdot D)^{0.5}}{0.25 \cdot (L + D)} \tag{12}$$

式中： O 为流域的周长， km ； D 为流域的平均高度距离， km ； L 为流域上游下游的长度， km 。

从上述公式的描述中可以看出，硒流失量 M_{Se} 主要与土壤流失量 A 、沉积物运移系数 SDR 、土壤容重 BD 、土壤厚度 Z_d 、土壤的体积含水量 θ_w 以及土壤中硒的含量 C_{Se} 有关，其中土壤容重、土壤厚度和土壤的体积含水量可从土壤类型数据中获取，而沉积物的运移系数则可以由数字高程 DEM 模型直接计算获得，土壤中硒的含量可以通过流域硒元素土壤采样点数据获取，在数据处理过程中可通过 GIS 中的地统计学中的克里金插值方法进行处理，因此准确估算流域的土壤侵蚀量 A 成为估算流域

M_{Se} 的关键，为了验证土壤侵蚀量的精度，本研究依据钦州市水利局提供的坡面径流观测场水土保持监测点数据进行验证。

4 结果

4.1 土壤侵蚀空间分布特征

通过计算所得的土壤侵蚀模数见图 6。运用 ArcGIS10.2 的空间统计对研究区的土壤侵蚀模数 A 进行统计，并根据国家水利部颁布的土壤侵蚀分类分级标准[SL190-2007]，将钦江流域土壤侵蚀量划分为 6 个侵蚀等级(图 6,表 3)。从图表中可知，2015 年流域土壤侵蚀总量为 $381.64 \times 10^4\text{t}/\text{a}$ ，平均土壤侵蚀模数为 $14.79\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，侵蚀模数最大值为 $431.67\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ，研究区土壤侵蚀强度总体上处于轻度侵蚀($5 \sim 25\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$)，但远大于水利部规定的在南方红壤丘陵区土壤允许流失量为 $5\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 的标准，因此钦江流域水土流失的治理任务还相当艰巨。由图 6 钦江流域土壤侵蚀强度等级可知，流域土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主，侵蚀强度从流域上游到下游依次降低。流域的土壤侵蚀空间分布格局与地形地貌特征极为相似，微度侵蚀的区域主要集中在海拔较低和地形平缓的区域，强度侵蚀主要分布在地形起伏较大的山区，这主要是由于钦江流域位于广西沿海地区，地势相对低平，河流两岸主要是平原台地，而流域的四周则为高大的丘陵山地，海拔高差较大，因此加剧了“降水-径流”过程对地面土壤的冲刷作用。

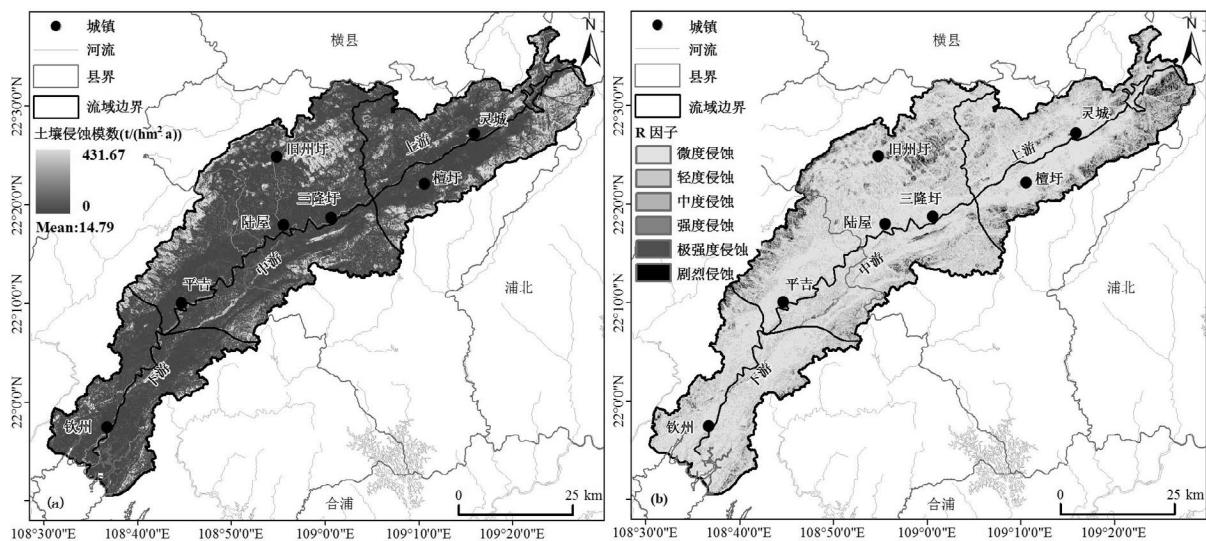


图 6 钦江流域土壤侵蚀模数与土壤侵蚀等级

Fig.6 Soil erosion and its grade based on RUSLE model in Qin River Basin

从流域土壤侵蚀面积(表 3)中可以看出,流域微度侵蚀面积所占比重最大,占流域总面积的 51.64%,主要分布在上游的檀圩与灵城乡镇的过渡地带,中游的陆屋以及下游钦州市之间的平原地区.强度以上的侵蚀面积所占的比重较少,仅为 3.24%,主要分布在上游的山地地区以及中游的旧州圩镇周边地区.从侵蚀量上来看,全流域以轻度和中度侵蚀为主,两者所占的比重相当,分别占侵蚀总量的 24.04%和 24.82%.

表 3 研究区土壤侵蚀统计特征

Table 3 Statistics of soil erosion in Qinjiang River Basin

土壤侵蚀等级	面积 (hm ²)	面积比率 (%)	平均土壤侵蚀模数 (t/(hm ² ·a))	土壤侵蚀量 (×10 ⁴ t/a)	土壤侵蚀比率 (%)
微度侵蚀	133218.27	51.64	1.73	23.06	6.04
轻度侵蚀	77710.59	30.12	11.81	91.75	24.04
中度侵蚀	26542.89	10.29	35.68	94.71	24.82
强度侵蚀	12151.62	4.71	62.64	76.11	19.94
极强度侵蚀	7233.3	2.80	103.49	74.86	19.61
剧烈侵蚀	1135.62	0.44	186.29	21.16	5.54
总量	257992.29	100.00	14.79	381.64	100.00

由流域不同分区土壤侵蚀表 4 可知,土壤侵蚀模数在流域的上游、中游以及下游存在着显著的差异,最高值与最低值之间相差 2 倍多.流域上游和中游的平均土壤侵蚀模数分别为 18.94 和 14.83t/(hm²·a),侵蚀总量分别为 142.59×10⁴t/a 和 189.73×10⁴t/a,分别占流域侵蚀总量的 40%和 50%左右.上游地区地形变化剧烈、高差加大,加上地表切割破碎,植被覆盖度较低等特点,局部地区的土壤侵蚀模数高达 400t/(hm²·a)以上;中游地区的大部分地区为钦州市的粮仓地区,主要土地利用覆盖类型为耕地,该地区土地利用类型粘结能力差,易流失,区域平均土壤侵蚀模数也较高,部分地区可达到 200t/(hm²·a)以上;而下游地区地势海拔较低,平均土壤侵蚀模数较小,其值仅为 9t/(hm²·a).

表 4 钦江流域不同流域分区土壤侵蚀统计特征

Table 4 Statistics of soil erosion in different sub-basins in Qinjiang River Basin

土壤侵蚀等级	面积 (hm ²)	面积百分率 (%)	平均侵蚀模数 [t/(hm ² ·a)]	侵蚀量 (×10 ⁴ t/a)	侵蚀量比率 (%)
上游	75264.39	29.17	18.94	142.59	37.36
中游	127924.92	49.58	14.83	189.73	49.71
下游	54802.98	21.24	9.00	49.32	12.92

4.2 土壤侵蚀与地形的关系

4.2.1 土壤侵蚀与海拔的关系

根据钦江流域的地貌和实际海拔状况,将研究区按照 0~80m,80~160m,160~240m,240~320m,320~400m 以及>400m 划分为 6 个高程分级带,将高程分级带与钦江流域的土壤侵蚀模数进行叠加分析并进行区域统计,可得出不同高程带的土壤侵蚀分布情况(表 5 和表 6).从表中可以看出,钦江流域土壤侵蚀强度在 240m 以上的区域达到强度侵蚀的等级(50~80t/(hm²·a)),土壤侵蚀模数的平均值达到 55.88t/(hm²·a)以上;高程在 160m 以下的区域土壤侵蚀的等级为轻度侵蚀,其平均值在 22.03t/(hm²·a)以下.不同高程带土壤侵蚀量也存在着显著的差异,160~240m 区域的土壤侵蚀量最大,占到流域侵蚀总量的 24.82%,以此高程带为中心,向上和向下土壤侵蚀逐渐减弱.不同土壤侵蚀强度的侵蚀量在各个高程区间所占的比例也存在着显著的差异,具体来说在 240m 高程带以下,土壤侵蚀量在各个高程带的侵蚀强度均呈现出减小趋势,240m 以上土壤侵蚀量在各个高程带的侵蚀量呈现出“增加-减少”趋势.如在 80~160m 高程区间,土壤侵蚀量的百分比由微度侵蚀的 15.08%依次降低到剧烈侵蚀的 0.20%;在 320~400m 高程区间,土壤侵蚀量的百分比由微度侵蚀的 1.78%增至中度侵蚀的 5.02%之后降低到剧烈侵蚀的 2.26%.

表 5 钦江流域不同海拔高程土壤侵蚀统计特征

Table 5 Statistics of soil erosion in different elevations in Qin River Basin

海拔(m)	面积(hm ²)	平均土壤侵蚀模数 [t/(hm ² ·a)]	侵蚀量 (×10 ⁴ t/a)	土壤侵蚀量比率(%)					
				微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈
<80	181890.72	6.83	124.15	5.33	0.68	0.03	0.01	0.00	0.00
80~160	47872.68	22.03	105.46	15.08	6.60	1.38	0.55	0.27	0.20
160~240	13646.73	47.92	65.40	7.05	8.60	4.40	2.38	1.34	1.05
240~320	7168.57	55.88	40.06	3.02	6.04	4.95	2.90	1.60	1.40
320~400	3963.16	58.84	23.32	1.78	4.77	5.02	3.59	2.18	2.26
>400	3450.42	65.06	22.45	0.35	1.01	1.39	1.08	0.73	0.98

不同侵蚀强度在各个高程带的面积分布也存在着显著的差异:土壤侵蚀面积在不同的高程带上随着高程的增加侵蚀面积比例呈现出减少趋势,微度侵蚀在各个高程带上的面积比例呈现出减少趋势,而其他的侵蚀强度的面积比例则呈现出先增加后减少趋势.如在中度侵蚀等级上土壤侵蚀面积百分比由0.24%增加到1.77%,之后又降到0.11%.微度及轻度土壤侵蚀主要发生在160m以下的高程带上,而中度、强度、极强度以及剧烈土壤侵蚀则主要发生在0~240m之间的高程带上,因此0~240m之间的高程带区域是未来土壤侵蚀在进行防治及预测的重点区域.

表6 钦江流域不同海拔高程不同土壤侵蚀等级侵蚀面积百分比(%)

Table 6 Area percentages of grades of soil erosion relative to elevation in Qin River Basin (%)

海拔(m)	微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈	总体
<80	45.89	5.33	0.24	0.08	0.03	0.03	51.61
80~160	20.44	7.43	1.29	0.49	0.24	0.18	30.23
160~240	3.04	3.56	1.77	0.94	0.53	0.41	10.25
240~320	0.73	1.43	1.15	0.67	0.37	0.33	4.68
320~400	0.26	0.69	0.72	0.51	0.31	0.31	2.79
>400	0.03	0.08	0.11	0.08	0.06	0.08	0.44

4.2.2 土壤侵蚀与坡度的关系 根据水利部关于

土壤侵蚀坡度等级划分的标准[SL190-2007],该研究按照0~5°,5~8°,8~15°,15~25°,25~35°以及>35°将钦江流域的坡度划分为6个坡度带,将坡度分级带与流域的土壤侵蚀模数进行叠加分析并进行区域统计,可得出不同坡度带的土壤侵蚀分布情况(表7和表8).从表中可以看出,在15°以上的坡度带土壤侵蚀达到强度侵蚀的等级(50~80t/(hm²·a)),土壤侵蚀模数的平均值达到61.01t/(hm²·a)以上;坡度在15°以下的区域土壤侵蚀的等级为轻度侵蚀,其平均值在33.73t/(hm²·a)以下.不同坡度带土壤侵蚀量差异较大,0~5°之间区域的土壤侵蚀量最大,其值为110.61×10⁴t/a,在5°带以上,土壤侵蚀量随着坡度的上升呈现出先增加后减少趋势,具体来说以15~25°带为分界线,向上和向下土壤侵蚀逐渐减弱.不同土壤侵蚀强度的侵蚀量在各个坡度带所占的比例也存在着显著的差异,具体来说在8°带以下,土壤侵蚀量在各个高程带的侵蚀强度均呈现出减小趋势,8°带以上土壤侵蚀量在各个坡度带的侵蚀量呈现出“增加-减少”趋势.如在5~8°坡度区间,土壤侵蚀量的百分比由微度侵蚀的14.60%依次降低到极强度侵蚀的0.03%;在15~25度坡度区间,土壤侵蚀量的百分比由微度侵蚀的2.07%增至强度侵蚀的7.43%之后降低到极强度侵蚀的0.79%.

表7 钦江流域不同坡度侵蚀统计特征

Table 7 Statistics of soil erosion relative to slope gradient in Qin River Basin

坡度(°)	面积(hm ²)	平均土壤侵蚀模数 [t/(hm ² ·a)]	侵蚀量(×10 ⁴ t/a)	土壤侵蚀量比率(%)					
				微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈
<5	181088.35	6.11	110.61	5.41	0.44	0.19	0.02	0.00	0.00
5~8	28480.38	17.96	51.14	14.60	4.43	4.01	1.01	0.03	0.00
8~15	29936.65	33.73	100.98	5.85	4.68	8.76	5.21	0.31	0.00
15~25	16709.36	61.01	101.95	2.07	2.32	7.30	7.43	0.79	0.00
25~35	1761.31	90.80	15.99	1.01	1.34	5.29	9.86	2.07	0.03
>35	16.23	103.30	0.17	0.11	0.22	0.97	3.23	1.00	0.01

不同侵蚀强度在各个坡度带的侵蚀面积分布也存在着显著的差异:微度侵蚀在各个高程带上的面积比例呈现出减少趋势,而其他的侵蚀强度的面积比例则呈现出先增加后减少趋势.如在强度侵蚀等级上土壤侵蚀面积百分比由0.16%增加到2.04%,之后又降到0.26%.小于15°范围的土壤侵蚀量占到92.09%,因此未来15°以下的区域是钦江流域土壤侵蚀的重点预防和治理区域.

表8 钦江流域不同坡度不同土壤侵蚀等级侵蚀面积百分比(%)

Table 8 Area percentages of grades of soil erosion relative to slope gradient in Qin River Basin (%)

坡度(°)	微度	轻度	中度	强度	极强度	剧烈	总体
<5	46.73	3.30	1.42	0.16	0.00	0.00	51.61
5~8	20.15	4.97	4.03	0.90	0.02	0.00	30.23
8~15	2.54	1.98	3.57	2.04	0.12	0.00	10.25
15~25	0.50	0.56	1.72	1.72	0.18	0.00	4.68
25~35	0.15	0.20	0.77	1.39	0.28	0.00	2.79
>35	0.01	0.02	0.08	0.26	0.08	0.00	0.44

4.2.3 土壤侵蚀与地貌类型的关系 地貌类型是一个区域的海拔和坡度等指标的综合反映,因此,本研究根据广西地貌类型数据将钦江流域的地貌类型划分为丘陵、山地、冲积台地以及冲积平原 4 种地貌类型,之后借助于 GIS 工具将钦江流域地貌类型数据与土壤侵蚀数据进行叠加分析,可以得到不同地貌类型的土壤侵蚀强度空间分布情况(图 7a)。从图中可知,在不同地貌类型中,侵蚀面积最大的是冲积平原,占 30.02%;其次为冲积台地和山地地貌单元,分别占 28.19%和 21.14%;丘陵地貌类型区所占的面积比重最小,其值为 20.65%。从不同地貌类型侵蚀模数可以看出,山地地区的土壤侵蚀模数最高,其值高达 23.49t/(hm²·a),高于流域平均土壤侵蚀模数约 1.59 倍,丘陵地区次之(约为平均值的 1.30 倍),冲积台地地区的土壤侵蚀模数与流域平均侵蚀模数持平,而冲积平原地区的土壤侵蚀模数最小,其值仅为 7.44t/(hm²·a)。

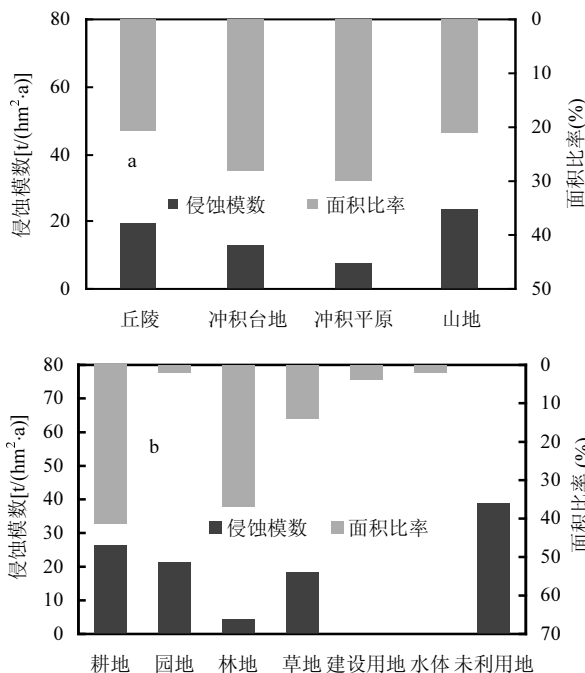


图 7 钦江流域不同地貌类型、不同土地利用类型土壤侵蚀模数与侵蚀比率

Fig.7 Soil erosion with different landform types, land use types in Qin River Basin

地貌类型是一个区域的海拔和坡度等指标的综合反映,因此,本研究根据广西地貌类型数据将钦江流域的地貌类型划分为丘陵、山地、冲积台地以及冲积平原 4 种地貌类型,之后借助于 GIS 工具将钦

江流域地貌类型数据与土壤侵蚀数据进行叠加分析,可以得到不同地貌类型的土壤侵蚀强度空间分布情况(图 7.a)。从图中可知,在不同地貌类型中,侵蚀面积最大的是冲积平原,占 30.02%;其次为冲积台地和山地地貌单元,分别占 28.19%和 21.14%;丘陵地貌类型区所占的面积比重最小,其值为 20.65%。从不同地貌类型侵蚀模数可以看出,山地地区的土壤侵蚀模数最高,其值高达 23.49t/hm²·a,高于流域平均土壤侵蚀模数约 1.59 倍,丘陵地区次之(约为平均值的 1.30 倍),冲积台地地区的土壤侵蚀模数与流域平均侵蚀模数持平,而冲积平原地区的土壤侵蚀模数最小,其值仅为 7.44t/hm²·a。

4.2.4 土壤侵蚀与土地利用的关系 将钦江流域土地利用类型数据与土壤侵蚀数据进行叠加分析,可以得到不同土地利用类型的土壤侵蚀强度空间分布情况(图 7.b)。在各种土地利用类型中,侵蚀面积最大的是耕地,占 41.42%;其次为林地和草地,分别占 36.80%和 13.94%;建设用地、水体以及园地的土地利用类型侵蚀面积较少,仅为 7.80%。从不同土地利用侵蚀模数可以看出,未利用地以及旱地的侵蚀模数相对较高,其中未利用地的土壤侵蚀模数为 38.65t/(hm²·a),未利用地的土壤侵蚀模数之所以比较大,主要是由于未利用地没有实施水土保持措施,在雨水的冲刷下容易流失;而旱地的侵蚀模数 26.29t/(hm²·a),这说明近年来随着大工业的开发,钦江流域对旱地的开发程度增大,土壤侵蚀比较严重。

4.3 土壤硒元素分布规律及其流失评估

4.3.1 不同土地利用类型土壤硒沿剖面分布规律 土地利用方式对土壤硒含量的影响是多方面综合作用的结果。本研究对钦江流域不同土地利用类型下表层剖面(0~20cm)的土壤硒含量进行统计分析,结果表明研究区土壤剖面中硒元素均呈现出土壤上层比下层高的聚集型分布趋势,即土壤硒含量随着土壤剖面深度的增加呈现出减低趋势,但是不同土地利用类型土壤硒含量存在着显著的差异。具体来说,在耕地类中,水田的土壤硒含量显著高于旱地,尤其是在 15~20cm 土层变化极为显著,表明在钦江流域中水田(即长期水稻种植)比旱地更有利于硒元素在土壤中的积累,尤其是在 15~20cm 土层单元中。就不同土地利用类型而言,流域林地的硒含量最高,其次为园地,而耕地类的土壤硒含量最低,其大小排

序为林地>园地>草地>水田>旱地.林地生态系统土壤硒含量之所以比较高,这可能与林地生态系统中硒转化到有机物中,并最终在土壤表层逐年累加,从而导致林地类土壤硒含量较高,而在农田生态系统中,长期耕作会导致土壤中的硒被植物大量消耗,而常规施肥不能补足损失的硒,从而致使农田土壤中硒含量较低.

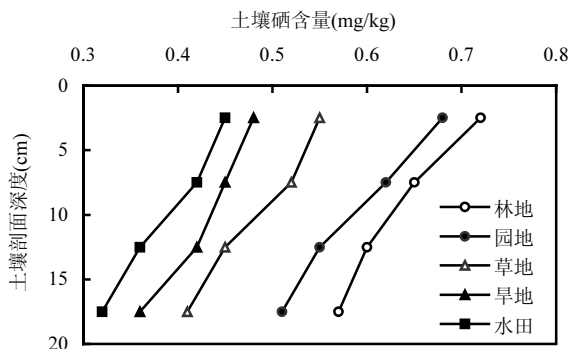


图8 不同土地利用方式下流域表层土壤硒含量随剖面的变化特征

Fig.8 Characteristics of Se content in surface soil under different land use patterns along profile

4.3.2 不同土壤类型硒含量分布特征 表层土壤中的硒含量与区域的气候状况、风化淋失程度、土壤的质地属性以及地力耗竭等有着很大的关系.根据全国第二次土壤调查普查数据可知,钦江流域的土壤类型主要有咸酸水稻土、紫色土、滨海沙土、砖红壤、潜育水稻土、赤红壤、新积土、淹育水稻土、潜育水稻土以及石灰岩土.依据土壤类型分别对流域的硒含量进行统计,从图9可以看出,不同类型土壤硒含量大小顺序为:新积土>石灰岩土>潜育水稻土>淹育水稻土>赤红壤>潜育水稻土>砖红壤>滨海沙土>紫色土>咸酸水稻土.新积土和石灰土的土壤硒含量较高,其值分别为0.88和0.86mg/kg;潜育水稻土、淹育水稻土和赤红壤次之,平均值分别为0.82、0.74和0.68mg/kg;而紫色土和咸酸水稻土的土壤硒含量相对较低,其中新积土和石灰土的土壤硒含量远远高于研究区的平均值,而滨海沙土、紫色土以及咸酸水稻土的土壤硒含量低于研究区平均值,其他土壤类型的硒含量则略高于研究区平均值.新积土是流水新近堆积物上形成的一种初育土,主要形成于洪积物质上,由于成土时间短,生物作用弱,母质作用特性显著,所以硒含量较高;石灰土由于质

地粘重,对土壤硒含量的吸附作用较强,因此其硒含量较高,而紫色土和咸酸水稻土容易发生水土流失,导致土壤硒含量较低^[35].

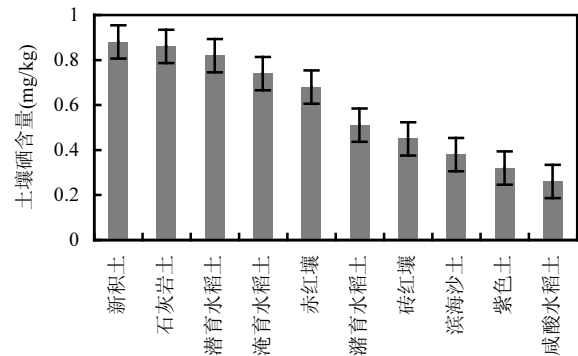


图9 不同土壤类型硒含量统计特征

Fig.9 Statistical characteristics of selenium content in different soil types

4.3.3 土壤硒元素空间分布规律及其流失特征 基于变异函数拟合模型,结合 ArcGIS10.2 中的地统计模块中的克里金插值方法,选取二阶趋势参数并结合变异函数拟合模型对钦江流域的硒元素采样点数据进行空间插值,将插值后的结果使用流域边界进行裁剪,可得出钦江流域硒元素空间分布图(图10).将硒元素空间分布图与土壤侵蚀模数相乘可得到硒元素流失量空间分布状况图(图10a).从图10a中可以看出,钦江流域的硒含量介于0.38~0.72mg/kg之间,平均值0.49mg/kg,高于中国土壤硒元素背景值(0.29mg/kg)^[36],低于广西境内南宁地区表层土壤的平均值^[25].高值区域主要集中在流域的上游地区檀圩地区、中游与下游的交错地带,低值区域则主要集中在流域上游发源地、中游的旧州圩以及下游的钦州市.谭见安^[22]通过研究我国硒缺乏地方病,划分出硒的生态景观类型为:硒不足($<0.125 \times 10^{-6}$)、潜在硒不足($(0.125 \sim 0.175) \times 10^{-6}$)、足硒($(0.175 \sim 0.40) \times 10^{-6}$)、富硒($(0.4 \sim 3.0) \times 10^{-6}$)、硒中毒($\geq 3.0 \times 10^{-6}$).依据这种划分标准,对图8a中的插值结果进行区域统计分析,从分析结果可知钦江流域表层土壤总体上处于富硒状态,约占到研究区的96.18%,而足硒土壤仅占到研究区的3.82%.

由图10b和表9可以看出,土壤硒元素流失量与土壤侵蚀强度空间格局相似,硒元素流失量较少的区域主要集中在海拔较低和地形平缓的区域,而硒元素流失量较高的区域则主要集中在地形起伏较大的山区,

流域硒元素的流失总量为 8987.05kg/a,单位面积硒元素的流失量介于 0~1.02kg/(hm²·a),平均流失量为 0.0344kg/(hm²·a).在不同流域分区中,土壤硒元素的流失量空间差异比较明显,其中流域的上游硒元素的流

失模数最大,其值为 0.0443kg/(hm²·a),是流域下游硒元素流失模数的 2 倍左右,而流域中游的硒元素流失模数最小,但是由于中游硒元素的流域面积最大,因此硒元素的流失量最大,流失量为 4254.03kg/a.

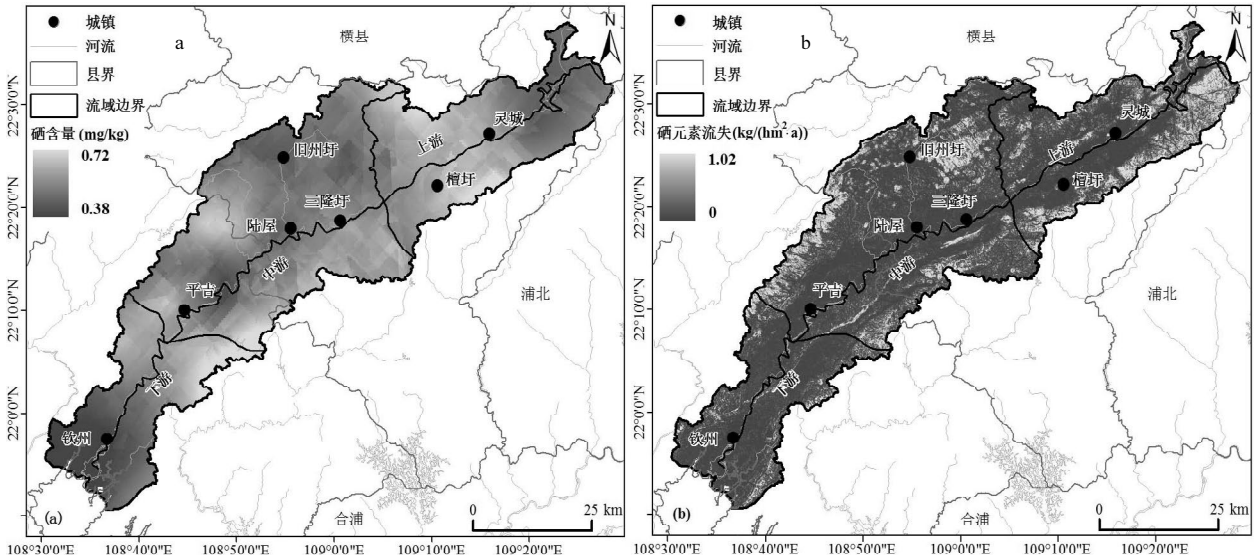


图 10 钦江流域硒元素克里金插值(a)与硒元素流失量(b)空间分布

Fig.10 Kriging of Se element (a) and its erosion (b) in Qin River Basin

表 9 钦江流域不同子流域硒元素流失统计特征

Table 9 Statistics of Se loss in different subbasins in the Qinjiang River Basin

流域分区	面积(hm ²)	硒流失模数 [kg/(hm ² ·a)]	土壤硒流失(kg/a)
上游	75 264.39	0.0443	3330.91
中游	127 924.92	0.0333	4254.03
下游	54 802.98	0.0256	1402.11
总体	257 992.29	0.0344	8987.05

5 讨论

5.1 土壤侵蚀模型精度及其计算结果比较

根据钦州市水利局提供的钦州市坡面径流观

测场水土保持监测点的径流小区实测资料,2015 年径流小区实测的侵蚀模数为 15.83t/(hm²·a),而借助于 RUSLE 模型所计算的结果为 14.79t/(hm²·a),两者之比为 93.51%.由图 11 可知模型计算土壤侵蚀面积(133218.27hm²)与水土保持监测公报的结果(131885.25hm²)两者的比值为 101.01%,土壤轻度侵蚀的模型计算结果(77710.59hm²)与监测结果(78580.63hm²)的比值为 98.89%,中度到强度土壤侵蚀等级的计算结果与监测结果的值也介于 95.65~102.14%之间,表明土壤侵蚀模型的计算结果与监测结果基本一致,说明在钦江流域用 RUSLE 模型计算的土壤侵蚀模数与侵蚀面积的估算结果比较可信.

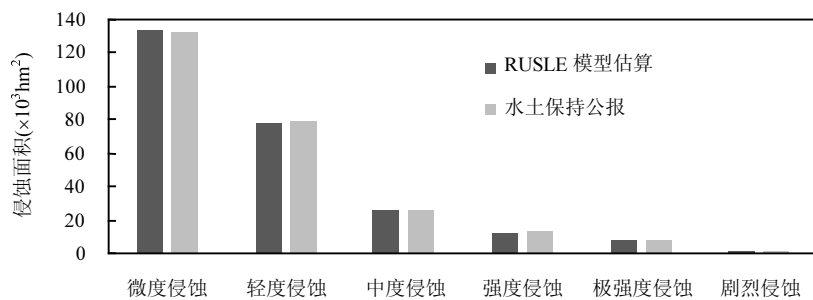


图 11 土壤侵蚀估算结果与钦州市水土保持公报对比

Fig.11 Comparison between RUSLE results and Qinzhou bulletin on soil and water conservation

5.2 本研究结果的重要发现及意义

虽然本研究所计算的 2015 年的土壤侵蚀结果比 2010 年减少了 0.43 倍,但是土壤侵蚀的强度仍然远远大于南方红壤丘陵区土壤允许流失量标准,由于北部湾钦江流域处于广西南部丘陵山地地区,该地区的土壤类型中蕴藏丰富的红壤,其主要的土壤类型包括砖红壤,赤红壤,紫红壤,该类土壤的可侵蚀能力高,加之该地区的降雨量大而集中、低山和丘陵交错、地形破碎、坡度大、母岩抗蚀力弱、区域的土壤侵蚀强度空间差异性大,因此本研究通过对钦江流域的土壤侵蚀进行量化研究,可以量化流域土壤侵蚀的空间分布特征,为更好的指导流域水土流失综合治理工作提供科技支撑,同时为《南方红壤区水土流失综合治理技术标准》提供典型案例和素材.此外,本研究还发现流域土壤侵蚀强度从流域上游到下游依次降低,0~240m 之间的高程带以及 $>15^\circ$ 的坡度带是未来土壤侵蚀防治及预测的重点区域,这项定量研究成果可为钦州市政府在钦江流域开展有针对性的水土保持工作奠定了坚实的基础.

广西是目前我国地球化学调查圈定的连片大面积富硒土壤区域,其中巴马县的土壤中含有丰富的硒资源,富硒土壤种植出的富硒农产品,具有抗衰老、抑癌、解重金属毒等功效,这也是巴马县成为广西长寿之乡的一个奥秘.但是其他区域的土壤硒含量如何,处于什么样的水平,目前的研究成果较少,从本文的研究结果可知,钦江流域表层土壤的硒含量总体上处于富硒状态,约占到研究区的 96.18%,而足硒土壤仅占到研究区的 3.82%,这项研究成果可为钦江流域成为广西富硒圈定区提供数据支撑,另外位于流域中游地区的九百坳平原以及板董平原由于水土光热条件较好,成为广西重要的粮食和甘蔗产区,该项研究成果可为钦江市政府开发富硒农产品、发展富硒农业以及提升钦江流域土地利用的价值提供科学依据.

5.3 本结果与同行结果的比较及其原因分析

本研究结果表明,钦江流域 2015 年的土壤侵蚀模数为 $14.79\text{t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$,该值与高峰等^[37]2010 年的研究结果相比,两个时期流域的土壤侵蚀空间分布格局几乎一致,但是本研究估算结果明显小于 2010 年钦江流域的年均土壤侵蚀模数 ($26.09\text{t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$).

2010~2015 年,流域中度和强度土壤侵蚀面积减少 14.11%和 0.12%;微度和轻度土壤侵蚀面积则呈现出增加趋势,这可能与该时期钦江流域的植被恢复有关,土地利用变化改变了地形条件、土壤物理化学性质、能够引起影响土壤侵蚀的影响因素的变化,最终导致土壤侵蚀方式和强度的变化.南流江流域与钦江流域同属北部湾地区入海典型流域,但是从南流江流域的多年平均土壤侵蚀模数可知,南流江土壤侵蚀模数^[38]($18.67\text{t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$)显著大于钦江流域,两个区域的降雨侵蚀力相当,这可能与土壤的质地组成以及区域的地形和地貌有着很大的关系.就土壤类型来说,红壤是广西沿海的地带性土壤,主要分布在玉林、北海,合浦以及钦州等市县,其土层一般可分为腐殖质层、淀积层以及母质层三个层次,南流江流域的土壤类型中红壤占到 37.08%,而钦江流域红壤占到 21.86%.另外,南流江流域地质地貌条件比较复杂,其北部为大容山,西部为罗阳山、六万大山,东部为云开大山,流域内部自北向南依次为玉林盆地、博白平原以及合浦平原,该流域地势和地形差异较大,因此导致使用同样的方法(RUSLE 模型)计算的坡度和坡长因子较大,导致其流域的土壤侵蚀高于钦江流域.

从钦江流域的硒含量结果中可知,流域硒含量介于 $0.38\sim 0.72\text{mg}/\text{kg}$ 之间,平均值 $0.49\text{mg}/\text{kg}$,高于中国土壤硒元素背景值($0.29\text{mg}/\text{kg}$)^[36]和广西北部湾沿海经济区($0.44\text{mg}/\text{kg}$)^[39],低于广西境内南宁地区表层土壤的平均值^[25].对于自然成因的富硒土壤,其硒含量一般来源于成土母质(母岩),即主要受地质背景控制,成土母质的硒含量与表层土壤的硒含量具有非常好的吻合性^[40].就不同岩性来说,从变质岩、岩浆岩到沉积岩,硒的丰度逐渐下降^[41],南宁市的成土母质以灰岩夹硅质岩、变质砂岩夹板岩为主,而后两者均属于变质岩范畴,钦州市的成土母质则主要为碎屑岩类及酸性侵入岩,因此南宁土壤的硒元素平均含量较钦州偏高.而广西北部湾沿海经济区的东兴市土壤则属于缺硒土壤,其主要原因是东兴市的土壤类型为滨海盐土,而钦江流域富硒地区土壤类型为砖红壤以及红壤,滨海盐土偏碱性,土壤淋滤作用强,硒主要以硒酸盐形式存在,容易发生迁移淋溶和被植物吸收,而砖红壤和红壤硒含量高^[39].

5.4 研究中的不足与未来展望

不确定性是生态学模型和地球科学模型目前在应用时面临的普遍问题,这种不确定性的缺陷主要是由于数据的可用性、计算方法的合理性以及模型的实用性等方面导致的^[42]。本文在 RUSLE 模型因子的计算过程中,由前面的数据源可知,评估模型中因子的数据精度不一,因此在 ArcGIS10.2 中的栅格器计算过程中难免产生误差,其中,降雨侵蚀力的研究只采用了国家级雨量站点数据,如果在以后的计算工作当中可以考虑到更多的县级站点,由此可以进一步提高降雨侵蚀力的计算精度;本研究在对坡度与坡长因子进行估算的过程中采用的是刘宝元的方法进行改进,该方法是基于黄土高原坡面实测数据所得,在北部湾钦江流域能否适用,在未来的研究中还值得进一步的探讨。此外,本研究在对土壤侵蚀精度进行评估的过程中采用的水文站点是钦州市的水文站点,该气象站点位于流域的下游地区,在未来的研究中还可以考虑将研究区中游地区的河流径流以及输沙的年数据,这样就可以从流域不同尺度上检验模型的模拟结果。

此外,本研究率先将修改的通用土壤流失方程以及样点硒元素实测数据结合,采用遥感、地理信息系统等数理统计方法评估了北部湾典型流域硒元素空间分布规律及其元素的流失量大小,为硒元素的定量化研究提供了方法学上的经验,也为国际同行进行相关研究提供了新的研究视角,为拓展土壤硒元素研究的深度和广度,并为研究典型流域土壤硒元素流失与土壤侵蚀之间的关系提供和探索了一套技术流程和途径,但是应该注意到本研究所选用的土壤侵蚀方程是修正的通用土壤流失方程(RUSLE 模型),该模型合并了经验公式和一些基于过程的程序,使得模型所需的数据更符合当地特点且数据容易获取,未来在进行研究时可考虑将物理模型如 SWAT 模型引入到土壤硒元素的流失评估中,这可使得硒元素的计算更加科学和可靠。

6 结论

6.1 2015 年钦江流域土壤侵蚀总量为 $381.64 \times 10^4 \text{t/a}$,平均土壤侵蚀模数为 $14.79 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,小于 2010 年钦江流域的土壤侵蚀模数 $26.09 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,但远大于水利部规定的在南方红壤丘陵区土壤允许流失量为 $5 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 的标准。

6.2 流域土壤侵蚀强度以微度侵蚀为主,侵蚀强度从流域上游到下游依次降低。流域的土壤侵蚀空间分布格局与地形地貌特征极为相似,微度侵蚀的区域主要集中在中游和下游海拔较低和地形平缓的区域,强度侵蚀主要分布在上游地形起伏较大的山区。0~240m 之间的高程带以及 $>15^\circ$ 区域的坡度带是未来土壤侵蚀在进行防治的重点区域。

6.3 山地地区的土壤侵蚀模数最高,其值高达 $23.49 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,高于流域平均土壤侵蚀模数约 1.59 倍,丘陵地区次之,冲积台地地区的土壤侵蚀模数与流域平均侵蚀模数持平,而冲积平原地区的土壤侵蚀模数最小,其值仅为 $7.44 \text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

6.4 土壤硒含量在不同土地利用类型中随着土壤剖面深度的增加均呈现出减低趋势,流域不同土地利用类型硒的含量大小排序为林地>园地>草地>水田>旱地。不同类型土壤硒含量大小顺序为:新积土>石灰岩土>潜育水稻土>淹育水稻土>赤红壤>潜育水稻土>砖红壤>滨海沙土>紫色土>咸酸水稻土。

6.5 流域的硒含量介于 $0.38 \sim 0.72 \text{mg}/\text{kg}$ 之间,平均值为 $0.49 \text{mg}/\text{kg}$;硒元素的流失总量为 8987.05kg/a ,平均流失模数为 $0.0344 \text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,其中流域中游的硒元素流失量最大,流失量为 4254.03kg/a 。

参考文献:

- [1] Qiao Y, Yun Q. Fast soil erosion investigation and dynamic analysis in the loess plateau of China by using information composite technique [J]. *Advances in Space Research*, 2002,29(1):85-88.
- [2] 李文超,翟丽梅,刘宏斌,等.流域磷素面源污染产生与输移空间分异特征 [J]. *中国环境科学*, 2017,37(2):711-719.
Li W C, Zhai L M, Liu H B, et al. Contrasting spatial distribution of the emission and export of phosphorus loss from a typical watershed in Yunnan Plateau Lakes Area [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(2):711-719.
- [3] Chowdary V M, Chakraborty D, Jeyaram A, et al. Multi-criteria decision making approach for watershed prioritization using analytic hierarchy process technique and GIS [J]. *Water Resources Management*, 2013,27(10):3555-3571.
- [4] Sobral A C, Peixoto A S P, Nascimento V F, et al. Natural and anthropogenic influence on soil erosion in a rural watershed in the Brazilian southeastern region [J]. *Regional Environmental Change*, 2015,15(4):709-720.
- [5] 吴楠,苏德华力格,高吉喜,等.基于格局和过程的流域生态系统减轻入库泥沙服务及价值——以雅砻江二滩水库为例 [J]. *中国环境科学*, 2011,31(10):1751-1760.
Wu N, Sude B, Gao J X, et al. Evaluation of a watershed ecosystem service for avoiding reservoir sedimentation and its economic value

- based on pattern and process—a case study from Ertan reservoir in Yalong river [J]. *China Environmental Science*, 2011,31(10):1751–1760.
- [6] Duvert C, Gratiot N, Evrard O, et al. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands [J]. *Geomorphology*, 2011,123(3):243–256.
- [7] 孟繁斌,季洪涛,张安,等.大伙房水库上游土壤侵蚀对水质的影响 [J]. *人民黄河*, 2016,38(2):84–86.
Meng F B, Ji H T, Zhang A, et al. Influence on Water Quality of the Soil Erosion in the Upstream of Dahuofang Reservoir [J]. *Yellow River*, 2016,38(2):84–86.
- [8] Duvert C, Gratiot N, Evrard O, et al. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands [J]. *Geomorphology*, 2011,123(3):243–256.
- [9] Ni J R, Li X X, Borthwick A G L. Soil erosion assessment based on minimum polygons in the Yellow River basin, China [J]. *Geomorphology*, 2008,93(3/4):233–252.
- [10] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning [J]. *Agric Handbook*, 1978,537.
- [11] Xu Y Q, Shao X M, Kong X B, et al. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China [J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2008, 141(1–3):275–286.
- [12] 武国胜,林惠花,曾宏达.用 RS 和 GIS 技术评价福建省长汀县土壤保持功能对生态系统变化的响应 [J]. *生态学报*, 2017,37(1):321–330.
WU G S, Lin H H, Zeng H D. Responses of soil conservation function to ecosystem changes: an assessment based on RS and GIS in Changting County, Fujian Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(1):321–330.
- [13] 江忠善,郑粉莉,武敏.中国坡面水蚀预报模型研究 [J]. *泥沙研究*, 2005,(4):1–6.
Jiang Z S, Zheng F L, Min W U. Prediction model of water erosion on hillslopes [J]. *Journal of Sediment Research*, 2005,18(1):66–69.
- [14] Liu B, Zhang K, Xie Y. An Empirical Soil Loss Equation [C]// *Proceedings 12th International Soil Conservation Organization Conference*. 2002.
- [15] 刘宝元,史培军.WEPP 水蚀预报流域模型 [J]. *水土保持通报*, 1998,18(5):6–12.
Liu B, Shi P J. Water Erosion Prediction Project (WEPP) Model for Watershed Scale [J]. *Bulletin of Soil & Water Conservation*, 1998, 18(5):6–11.
- [16] Morgan R P C, Quinton J N, Smith R E, et al. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments [J]. *Earth Surface Processes & Landforms*, 1998,23(6):527–544.
- [17] De Roo A P J, Wesseling C G and Ritsema C J. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins [J]. *Hydrological Processes*, 1996,10(8):1107–1118.
- [18] De Jong S M, Paracchini M L, Bertolo F, et al. Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data [J]. *Catena*, 1999,37:291–308.
- [19] 齐述华,蒋梅鑫,于秀波.基于遥感和 ULSE 模型评价 1995–2005 年江西土壤侵蚀 [J]. *中国环境科学*, 2011,31(7):1197–1203.
Qi S H, Jiang M X, Yu X B, et al. Evaluating soil erosion in Jiangxi Province with USLE model and remote sensing technology during 1995–2005 [J]. *China Environmental Science*, 2011,31(7):1197–1203.
- [20] Ben I A, Troudi A, Garoui E, et al. Protective effects of selenium on methimazole nephrotoxicity in adult rats and their offspring [J]. *Experimental & Toxicologic Pathology Official Journal of the Gesellschaft Für Toxikologische Pathologie*, 2011,63(6):553–561.
- [21] 王世纪,吴小勇,刘军保.湖北地区土壤硒元素特征及其生态环境效应评价 [J]. *中国地质*, 2004,(z1):118–125.
Wang S J, Wu X Y, Liu J B. Characteristics of elemental selenium in soils and evaluation of eco-environmental effects in northern Zhejiang [J]. *Chinese Geology*, 2004(z1):118–125.
- [22] 谭见安.中华人民共和国地方病与环境图集 [M]. 北京:科学出版社, 1990.
Tan J A. Atlas of Endemic Diseases and Environment of the People's Republic of China [M]. Beijing: Science China Press, 1990.
- [23] 孙朝,侯青叶,杨忠芳,等.典型土壤环境中硒的迁移转化影响因素研究——以四川省成都经济区为例 [J]. *中国地质*, 2010,37(6): 1760–1768.
Sun Z, Hou Q Y, Yang Z F, et al. Factors controlling the transport and transformation of selenium in typical soil environments: a case study of the Chengdu economic zone in Sichuan Province [J]. *Geology in China*, 2010,37(6):1760–1768.
- [24] 王松山,梁东丽,魏威,等.基于路径分析的土壤性质与硒形态的关系 [J]. *土壤学报*, 2011,48(4):823–830.
Wang S S, Liang D L, Wei W, et al. Relationship between soil physico-chemical properties and selenium species based on path analysis [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011,48(4):823–830.
- [25] 李杰,杨志强,刘枝刚,等.南宁市土壤硒分布特征及其影响因素探讨 [J]. *土壤学报*, 2012,49(5):1012–1020.
Li J, Yang Z Q, Liu Z G, et al. Distribution of selenium in soils of nanning city and its influencing factors [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012,49(5):1012–1020.
- [26] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains [M]. *USDA Agricultural Handbook*, Washington, DC, USA. 1965.
- [27] Williams J R. The EPIC crop growth model [J]. *Transactions of the Asae*, 1989,32(2):497–511.
- [28] 冯强,赵文武.USLE/RUSLE 中植被覆盖与管理因子研究进展 [J]. *生态学报*, 2014,34(16):4461–4472.
Feng Q, Zhao W W. The Study on Cover-Management Factor in USLE and RUSLE: A Review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014,34(16): 4461–4472.
- [29] 陈龙,谢高地,张昌顺,等.澜沧江流域土壤侵蚀的空间分布特征 [J]. *资源科学*, 2012,34(7):1240–1247.
Chen L, Xie G D, Zhang C S, et al. Spatial distribution characteristics of soil erosion in Lancang River basin [J]. *Resources Science*, 2012, 34(7):1240–1247.
- [30] 李杰,杨志强,刘枝刚,等.南宁市土壤硒分布特征及其影响因素探讨 [J]. *土壤学报*, 2012,49(5):1012–1020.
Li J, Yang Z Q, Liu Z G, et al. Distribution of selenium in soils of Nanning city and its influencing factors [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012,49(5):1012–1020.

- [31] Dai Z, Feng X, Zhang C, et al. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area [J]. *Environmental Research*, 2013,125(S1):2-11.
- [32] 朱永官. 土壤—植物系统中的微界面过程及其生态环境效应 [J]. *环境科学学报*, 2003,23(2):205-210.
Zhu Y G. Micro-interfacial processes in soil-plant systems and their environmental impacts [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2003,23(2): 205-210.
- [33] Kocman D, Horvat M. A laboratory based experimental study of mercury emission from contaminated soils in the River Idrija catchment [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2010,9(6):1417-1426.
- [34] Gavrilovic Z. 1988. The use of an empirical method (erosion potential method for calculating sediment production and transportation in unstudied or torrential streams). Walling-ford, England: International Conference on River Regime.
- [35] 王世纪, 吴小勇, 刘军保. 浙北地区土壤硒元素特征及其生态环境效应评价 [J]. *中国地质*, 2004,(s1):118-125.
Wang S J, Wu X Y, Liu J B. Characteristics of elemental selenium in soils and evaluation of eco-environmental effects in northern Zhejiang [J]. *Geology in china*, 2012,49(5):1012-1020.
- [36] 何振立, 周启星, 谢正苗. 污染及有益元素的土壤化学平衡 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
He Z L, Zhou Q X, Xie Z M. Soil-Chemical balances of pollution and beneficial elements [M]. Beijing: China environmental science press, 1998.
- [37] 高峰, 华 璠, 卢 远, 等. 基于 GIS 和 USLE 的钦江流域土壤侵蚀评估 [J]. *水土保持研究*, 2014,21(1):18-22.
Gao F, Hua C, Lu Y, et al. Assessment of Soil Erosion in Qinjiang Watershed Based on GIS and USLE [J]. *Research of Soil & Water Conservation*, 2014,21(1):18-22.
- [38] 侯刘起. 南流江流域土壤侵蚀空间分布特征研究 [D]. 广西师范学院, 2013.
Hou L Q. Study on the spatial distribution characteristics of soil erosion in Nanliu River Basin [D]. Guangxi Teachers Education University, 2013.
- [39] 杨志强, 李 杰, 郑国东, 等. 广西北部湾沿海经济区富硒土壤地球化学特征 [J]. *物探与化探*, 2014,38(6):1260-1264.
Yang Z Q, Li J, Zhen G D, et al. Geochemical characteristics of selenium-rich soil in Beibu Gulf coastal economic zone of Guangxi [J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 2014,38(6):1260-1264.
- [40] 严明书, 龚媛媛, 杨乐超, 等. 重庆土壤硒的地球化学特征及经济意义 [J]. *物探与化探*, 2014,38(2):325-330.
Yan M S, Gong Y Y, Yang L C, et al. Eochemical characteristics and economic significance of the Se-rich soil in Chongqing [J]. *Geophysical and Geochemical Exploration*, 2014,38(2):325-330.
- [41] 周 越, 吴文良, 孟凡乔, 等. 土壤中硒含量、形态及有效性分析 [J]. *农业资源与环境学报*, 2014,(6):527-532.
Zhou Y, Wu W L, Meng F Q, et al. Review on the content, specification of selenium and its availability in soils [J]. *Journal of Agricultural Resources & Environment*, 2014(6):527-532.
- [42] Zhou W, Cadenasso M L. Effects of patch characteristics and within patch heterogeneity on the accuracy of urban land cover estimates from visual interpretation [J]. *Landscape Ecology*, 2012,27(9):1291-1305.
- [43] 王中根, 刘昌明, 黄友波. SWAT 模型的原理、结构及应用研究 [J]. *地理科学进展*, 2003,22(1):79-86.
Wang Z G, Liu C M, Huang Y B, et al. Xiaochun T, Peng P. The Theory of SWAT Model and its Application in Heihe Basin [J]. *Progress in Geography* [43]. 2003,22(1):79-86.

作者简介: 田义超(1986-),男,陕西西安人,工程师,博士,主要从事资源环境遥感及海岸带生态环境监测的相关研究.发表论文 20 余篇.