

长江下游支流水阳江小流域土壤侵蚀与土地覆被变化研究

王小雷^{1,2}, 薛滨^{2*}, 姚书春², 殷露¹, 朱洪伟¹, 赵子涵³

¹南京晓庄学院环境科学学院, 江苏 南京

²中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 江苏 南京

³南京师范大学地理科学学院, 江苏 南京

Email: xlwang0718@njztc.edu.cn, *bxue@niglas.ac.cn

收稿日期: 2021年1月8日; 录用日期: 2021年2月11日; 发布日期: 2021年2月19日

摘要

长江下游地区人类活动频繁, 土地覆被变化强烈致使土壤侵蚀相对严重。本研究以长江下游支流水阳江-郎川河流域为研究对象, 首先确定该区域土壤中¹³⁷Cs的背景值为1275 Bq m⁻², 并结合相关侵蚀模型, 对该区域的土壤侵蚀速率进行了定量估算。同时基于1985~2015年8期高分辨率遥感影像, 在ENVI 5.2支持下, 对研究区的土地覆被变化进行了遥感定量解译。结果表明: 该区域水稻田占主导的耕作土土壤侵蚀速率小于非耕作土。非耕作土中土壤侵蚀速率大小依次为: 林地(非马尾松) > 马尾松 > 板栗树 > 樟树 > 竹林 > 稀疏林。过去30余年间, 该研究区建设用地面积呈增加趋势, 耕地面积呈下降趋势, 林草地以2000年为转折点呈现先下降后上升趋势, 这与不同时期的土地利用政策密切相关。对比新老茶园的土壤侵蚀速率大小, 其结果反映了农耕地退耕转变为茶园加速了土壤侵蚀。从水土保持角度考虑, 保持当前的土地利用方式可以有效降低该区域的土壤侵蚀。

关键词

土壤侵蚀, 土地覆被变化, 长江下游地区, ¹³⁷Cs, 退耕还林

Study on Soil Erosion Rates and Land Cover Changes in a Small Catchment on Shuiyangjiang River, a Tributary in the Lower Reaches of Yangtze River

Xiaolei Wang^{1,2}, Bin Xue^{2*}, Shuchun Yao², Lu Yin¹, Hongwei Zhu¹, Zihan Zhao³

*通讯作者。

文章引用: 王小雷, 薛滨, 姚书春, 殷露, 朱洪伟, 赵子涵. 长江下游支流水阳江小流域土壤侵蚀与土地覆被变化研究[J]. 环境保护前沿, 2021, 11(1): 51-61. DOI: 10.12677/aep.2021.111006

¹School of Environmental Sciences, Nanjing Xiaozhuang University, Nanjing Jiangsu

²State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing Jiangsu

³School of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing Jiangsu
Email: xlwang0718@njztc.edu.cn, *bxue@niglas.ac.cn

Received: Jan. 8th, 2021; accepted: Feb. 11th, 2021; published: Feb. 19th, 2021

Abstract

Serious soil erosion was occurred in the lower reaches of the Yangtze River of China due to land cover destroyed by frequent human activities. Taking the Langchuan catchment of Shuiyangjiang River, a tributary in the lower Reaches of Yangtze River as the study area, the objects of this study were to determine the ¹³⁷Cs reference inventory in a 70-year old paddy field, to estimate the soil erosion rates in uncultivated/cultivated lands, and to interpret the land cover changes based on the remote sensing images of 1985~2015. Results indicated that soil erosion rates in cultivated land dominated by paddy were lower than that in uncultivated land. Soil erosion rates in uncultivated land were in order: Woodland > *Pinus massoniana* > Camphor trees > *Castanea mollissima* > Bamboo > Sparse trees. In the past 30 years, the changed area of constructed land showed an increasing trend, but a decreasing trend in cultivated land. At the meanwhile, the area of forest and grassland was transformed from decrease to increase in late 1990s, which is in accordance with the policy of returning farmland to forest. Compared with soil erosion rates of new and old tea-trees, soil erosion was accelerated by frequent human disturbance. To reduce soil erosion in the study area, it is very necessary to maintain the current land use types in the long run.

Keywords

Soil Erosion, Land Cover Changes, Lower Reaches of the Yangtze River, ¹³⁷Cs, Returning Farmland to Forest

Copyright © 2021 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

土壤侵蚀是当今世界重大的环境问题之一。全球平均土壤侵蚀速率为 0.95 mm/a, 约有 10.95% 的陆地面积遭受严重的土壤侵蚀[1] [2]。随着自然因素的不断变化和人类活动的持续加剧, 我国的土壤侵蚀状况仍不容乐观[3]。据第四次全国土壤侵蚀调查, 我国年均土壤侵蚀速率约为 5 t ha⁻¹ yr⁻¹, 总的土壤侵蚀量高达 25.8 亿 t [3]。一定流域范围内, 松散的土壤颗粒携带大量营养物质被侵蚀后伴随河流的机械搬运作用最终汇入湖泊, 该过程不仅导致流域土壤和水体受到污染, 同时随着侵蚀产沙的不断淤积, 河流和湖泊均出现了水质恶化、面积萎缩甚至消亡等一系列生态环境问题[4]。国务院于 2015 年和 2016 年相继出台了《水污染防治行动计划》(“水十条”)和《土壤污染防治行动计划》(“土十条”), 旨在加强土壤污染防治, 改善水土环境质量, 以促进生态环境和社会经济的可持续发展。

长江下游地区河网密集, 湖泊众多, 人类活动对地表改造较为频繁, 加之土壤性质差异显著, 土壤侵蚀强度较为明显[5] [6] [7]。近些年来, 随着气候的极端性变化和人类活动的频繁干扰, 长江下游地区土壤

侵蚀问题也不容乐观[8]。已有研究表明巢湖流域 2006~2013 年间植被覆盖率下降 5.5%，相应的土壤侵蚀模数增加 13.14% [9]；太湖流域 2002~2011 年间土壤侵蚀多以轻度侵蚀为主，中度侵蚀和强烈侵蚀面积较小，但极强烈侵蚀和剧烈侵蚀所占比重却有所增加[10]。基于 RUSLE 和 GIS 技术获得长江江苏段的年均土壤侵蚀模数为 $3.839 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，总的土壤侵蚀面积为 $16,935.1 \text{ km}^2$ ，约占长江江苏段总面积的 32.2% [11]。

水阳江是长江下游地区的主要支流，地跨皖、浙、苏三省，其水系内囊括了石臼湖、固城湖和南漪湖三大湖泊，是长江下游独具特色的湖泊群之一[12]。水阳江中上游地处皖南地区，地形起伏，土壤易于被侵蚀。其中皖南地区土壤侵蚀面积占安徽省总面积的 21.7%，侵蚀总量更是占到全省的 61.69% [13]。全新世初期，水阳江流域中下游是由石臼湖、固城湖、南漪湖和丹阳湖(已消亡)组成的古丹阳湖。由于严重的土壤侵蚀及泥沙的长期淤积，加之入湖河流三角洲的不断发育，古丹阳湖盆逐渐被堆积充填，并逐步分化为当前三个独立的湖泊(图 1)。20 世纪 80 年代以来，流域内土地利用变化明显，土壤侵蚀程度加剧，造成生态系统结构和功能退化，湖泊“水华”、“蓝藻”频繁爆发[14] [15]。然而，有关该区域土壤侵蚀及土地覆被变化的研究鲜有报道。本研究以长江下游地区支流水阳江 - 郎川河流域为研究对象，基于 ^{137}Cs 在不同土地利用方式下的空间分布特征定量估算了其土壤侵蚀速率，借助遥感影像数据分析了 1980~2015 年间土地覆被变化，探讨了土地覆被变化与土壤侵蚀之间的耦合关系，以为长江下游地区的水土保持及流域环境治理提供理论依据和科学参考。

2. 材料与方 法

2.1. 研究区概况

水阳江是长江下游地区极其重要的流域水系，郎川河又是水阳江最大的支流(图 1(a))。为减轻洪水期郎川河对下游平原地区产生潜在的危险，20 世纪 70 年代在 S16 位置人工开凿了一条新郎川河与老郎川河并流(图 1(b))。该流域属亚热带湿润季风气候，雨量充沛，季风明显，年均温度 15.8°C ，年均降水量 1168 mm ，主要集中在 6~8 月。该区域地带性土壤以黄壤、黄棕壤为主，成土母质主要为玄武岩、石灰岩、砂岩和页岩。根据国际土壤参比标准分类[16]，该成土母质经过一系列富铝化过程和水耕作用后主要表现为三种土壤类型：铁铝土、水耕人为土和淋溶土。

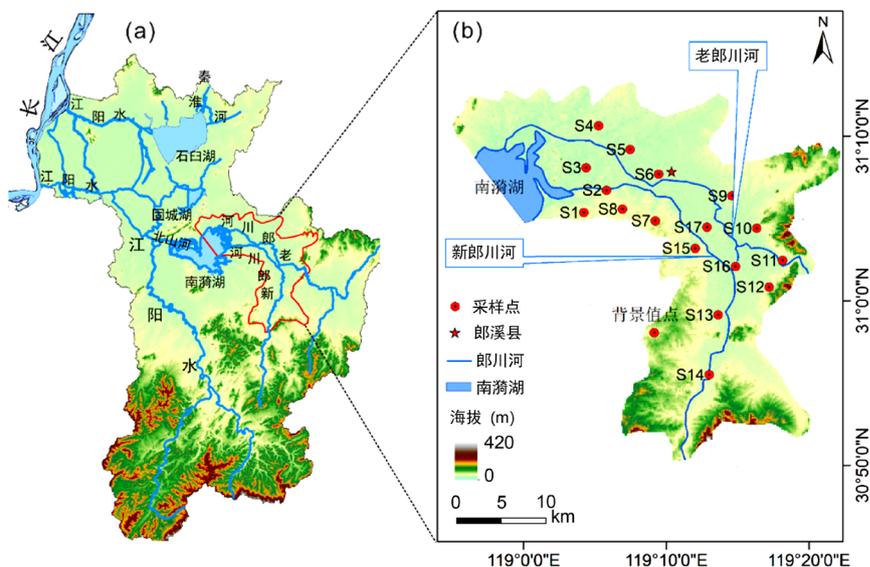


Figure 1. Distribution of sampling points in the study area

图 1. 研究区采样点分布图

2.2. 土壤样品采集与分析

2015年11月,结合当地的土地利用方式及地形地貌形态特征,在新-老郎川河之间布设了17个具有代表性的土壤样点(图1(b))。土壤样品采集分为全样和分层样两种形式。全样采用土钻法,直接把土钻垂直打入30~40 cm深度,然后呈螺旋状拔出,用螺丝锥取出完整土样。分层样选取15 cm × 15 cm的土壤表面,用小铲刀按照3 cm间隔自表层向底层采集土壤样品,一般采集深度36 cm,地势较低地区采集深度近50 cm。按照1.5 m等边三角形三个顶点取样混合为一个样品。土地利用类型涵盖了耕作土(水稻土、旱耕地)和非耕作土(马尾松林、竹林、板栗、茶园等)。土壤样品带回实验室,经自然风干,剔除杂草和小石子,后经过研磨过筛(20目)。土壤样品放在105℃左右的烘箱中烘至恒重,冷却后用0.01 g精度的天平称取300克放在同一规格的塑料容器中,摇匀待测。

放射性核素 ^{137}Cs 活度采用 γ 分析方法。测量样品放入与标准源同样规格的塑料容器中,使用美国EG & GORTEC公司生产的高纯锗 γ 谱仪进行测定,其系统由高纯锗探测器、数字化谱仪及多通道分析系统组成。土壤样品放射性核素测定在南京师范大学地理科学学院完成。每个样品的测量时间为40,000 s(实时),测试误差为 $\pm 10\%$ (90%置信度)。样品 ^{137}Cs 的比活度由661.6 Kev处的 γ 射线谱峰面积获得,其标准样品由中国原子能研究所提供。

2.3. 遥感数据来源及处理

选择1985、1990、1997、2000、2005、2006、2011和2015年8个时段,对该研究区的土地利用分类进行分析。土地覆被数据来源于91位图助手的Landsat Copernicus的高分辨率Google Earth影像,共有14级,分辨率为8.19 m。首先利用91位图助手加载已有研究区矢量数据,对遥感影像边界进行划分,然后将高清影像导入ENVI 5.2中对土地利用分类进行解译。根据遥感影像把该流域的土地利用类型划分为水域、林地与草地、耕地及建设用地四种类型,其划分标准见表1。

Table 1. Classification and basis of land use types in the lower reaches of Langchuan River
表 1. 郎川河下游流域土地利用类型划分及依据

土地利用类型	划分依据
水域	一般为深蓝色或者偏黑色,有时是偏白色
林地与草地	多为深绿色区域,一般多为山地,草地一般显示为绿色不规则并伴有粗糙视觉效果
建设用地	一般为淡粉色、淡紫色或是偏白色区域
耕地	多为淡绿色或浅黄色,一般为规则性方格网,显示为块状

基于上述解译标志,利用预处理后的遥感影像进行土地利用信息的提取。首先是样本选择,对遥感影像各个土地利用类型建立多个感兴趣区域,从而得到样本,并保证每类地物的样本数目不小于900个。其次,通过计算各个样本之间的可分离性对挑选的训练样本进行评判,使Jeffries-Matusita和Transformed Divergence这两个参数的值在0到2之间,以此确保分类具有良好的可分离性。如果参数值大于1.9,则说明所取样本易于分离,样本规范;如果参数值小于1.8,则说明样本可以分离,则需要重新选择感兴趣区;如果参数值小于1,则说明所选取的两种类型的土地可以合并成一类。最后再经过主/次要分析,过滤处理、聚类处理三种方法对监督分类后结果中出现的细碎小斑块自行选择标准(一般为软件默认值)合并与去除,以此得到最终精度较高的分类结果图。另外,经实地考察验证后,81%的kappa系数也进一步提升了该分类结果的可信度。

2.4. 土壤侵蚀量估算

应用 ^{137}Cs 示踪技术估算土壤侵蚀, 关键问题是将土壤中的 ^{137}Cs 转化为土壤侵蚀速率。国内外学者建立了诸多耕作土和非耕作土模型, 其中应用最广泛的是耕作土质量平衡模型(MBM2) [17] [18]和非耕作土剖面分布模型(PDM) [19] [20]。

对于耕作土, 质量平衡模型(MBM2)考虑了耕作之前因降雨导致的 ^{137}Cs 活度较高的表层土的侵蚀损失、侵蚀迁移土壤的颗粒粒径分布与原土壤的差异以及不同粒径的土粒的 ^{137}Cs 含量和移动性的差异, 具体可以描述如下[17] [18]:

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1-\Gamma)I(t) - \left(\lambda + P \frac{R}{d} \right) A(t) \quad (1)$$

其中 R 是侵蚀速率($\text{kg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$), $A(t)$ 是单位面积的 ^{137}Cs 累计活度(Bq m^{-2}), d 是累计的质量深度代表平均耕层厚度(kg m^{-2}), λ 是 ^{137}Cs 衰变系数(yr^{-1}), $I(t)$ 是 ^{137}Cs 年平均沉降通量($\text{Bq m}^{-2} \text{yr}^{-1}$)。 Γ 是新沉降的 ^{137}Cs 在混合耕层之前的侵蚀损失率, 可计算求得, P 是粒度校正因子。

对于非耕作土, 基于 ^{137}Cs 在非耕作土土壤剖面中的分布随深度呈现指数降低, PDM 模型可以表示如下[19] [20]:

$$A'(x) = A_{ref} \left(1 - e^{-x/h_0} \right) \quad (2)$$

其中 $A'(x)$ 在深度 x 以上的 ^{137}Cs 总量(Bq m^{-2}), A_{ref} 是 ^{137}Cs 背景值含量(Bq m^{-2}), x 是质量深度(kg m^{-2}), h_0 是剖面分布系数(kg m^{-2})。

如果假设 ^{137}Cs 沉降主要发生在 1963 年, 且 ^{137}Cs 在土壤剖面中的深度分布不受时间的影响, 侵蚀点的侵蚀速率 Y 可以用下面等式计算[19] [20]:

$$Y = -\frac{10}{(t-1963)P} \ln \left[\left(1 - \frac{X}{100} \right) \right] h_0 \quad (3)$$

其中 Y 是侵蚀点的侵蚀速率($\text{t ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$), t 是采样年份(yr), X 是 ^{137}Cs 相对于背景值损失比 ($(A_{ref} - A)/A_{ref} * 100$), A 是采样点的 ^{137}Cs 含量(Bq m^{-2}), P 是粒度校正因子。

3. 结果分析

3.1. ^{137}Cs 背景值确定

背景值的确定是成功运用 ^{137}Cs 示踪土壤侵蚀的关键因素所在。一般而言, 背景值点选取自 20 世纪 50 年代以来既没有侵蚀也没有沉积发生的地点, 山顶比较平坦的草地往往是理想的背景值点。但是, 本研究区域位于皖南丘陵地区, 高强度的人类活动改变了山顶部位的土地利用方式, 多数相对平缓的山顶部位被开发利用为耕地、茶园等等, 与已有的研究类似, 山顶非耕作土不宜作为背景值的理想选址点[21]。为此, 经实地详细勘察, 基于以下两点原因选择了山地部位的一块老水稻田作为本研究的背景值点(图 1(b)): 1) 水稻生长过程中农田一直处于积水状态, 大约收割前一周水被排出。随后水稻田进入间歇期, 进水口被封闭直到新的种苗种植前重新引入灌溉水到农田中。此过程中灌溉水的进出其水动力条件较弱, 所产生的土壤颗粒迁移可以忽略不计; 2) 当地一位长者老农也证实该地块自建国以来就一直种植水稻。因此, 我们断定该水稻田既没有发生侵蚀也没有发生沉积, 可以作为理想的 ^{137}Cs 背景值点。

本地块中以 3×3 布设样点, 以 9 个分层样点的平均值作为 ^{137}Cs 在该研究区的背景值。其中, 中心点 BJ-5 作为代表样点阐述 ^{137}Cs 在背景值点的垂直分布特征。如图 2 所示, 水稻田受长期耕作的影

响, ^{137}Cs 呈均匀状分布在 0~21 cm 内(耕层约 20 cm), 其平均比活度为 5.91 Bq kg^{-1} 。更为有趣的是, ^{137}Cs 并没有完全集中分布在耕层内, 而是在耕层以下发生了垂直向下迁移[22], 呈现指数递减的趋势 ($f(x) = 10.379 e^{-0.977x}$, $R^2 = 0.9538$), 符合 ^{137}Cs 在非耕作土中的分布规律。结合其他 8 个样点的 ^{137}Cs 含量(图 2), 最大值为 1569 Bq m^{-2} , 最小值为 966 Bq m^{-2} , 平均值 $1275 \pm 210 \text{ Bq m}^{-2}$ 被确定为当地的背景值。

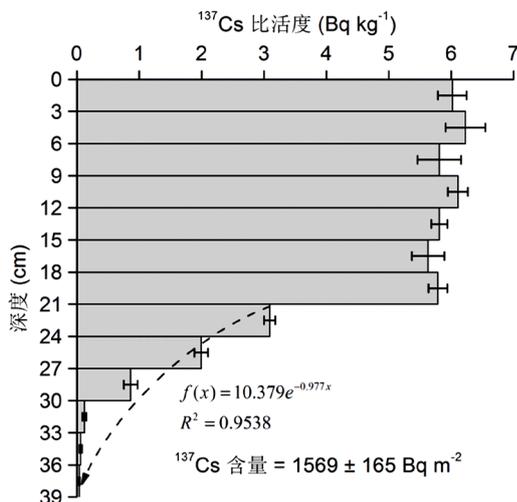


Figure 2. Vertical distribution of ^{137}Cs background value point in the study area
图 2. 研究区背景值点 ^{137}Cs 垂向分布图

为验证该背景值的可信度, 我们采用对比法和模拟法对本研究区的背景值进行校准。距离本研究区东部近 60 km 的江苏省宜兴市湖滏镇 2002 年测试的 ^{137}Cs 背景值含量为 2200 Bq m^{-2} [23], 经放射性核素衰变统一校正至 2015 年其含量为 1594 Bq m^{-2} , 经对比略高于本研究结果(1275 Bq m^{-2})。一方面, ^{137}Cs 的干湿沉降量随降雨量的增加而增加[24]。受靠近沿海地区东南季风相对强的缘故, 上述研究区的年均降水量(1385 mm)高于本研究区域的年均降水量(1168 mm), 故其 ^{137}Cs 背景值高于本研究区域在合理范围之内。另一方面, 结合全球 ^{137}Cs 背景值模拟估算法[18], 得到该地区的背景值含量为 1322 Bq m^{-2} , 与本研究的实测结果也较为接近。因此, 本研究确定的 ^{137}Cs 背景值(1275 Bq m^{-2})是可信的, 可以用来定量估算当地的土壤侵蚀状况。

3.2. 土壤侵蚀速率估算

结合上述公式(1)和参考文献[25], 本研究中耕作土模型中各个参数可以根据表述为: γ (^{137}Cs 年沉降被侵蚀的比例)值为 0.6, H (^{137}Cs 在土壤剖面中松弛质量深度) 4 kg m^{-2} , d (累计质量深度反映了平均犁耕厚度)值为 240 kg m^{-2} (耕层厚度 $0.20 \text{ m} \times$ 土壤容重 1200 kg m^{-3}), P (土壤粒径校正因子)值为 1。

对于非耕作土, 结合上述公式(2 和 3), 当使用 ^{137}Cs 剖面分布模型(PDM)计算土壤侵蚀时, 除与耕作土模型中各个参数值相同外, h_0 (非耕作土剖面形态因子)是最为关键的因子。为此, 已有的研究对 h_0 值进行详细而透彻的剖析[26]。

基于此, 将 ^{137}Cs 在各个样点的含量嵌入上述的土壤侵蚀模型, 获得了研究区域的土壤侵蚀模数(表 2)。该流域土壤侵蚀速率最大值为 $-33.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, 最小值为 $-2.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, 平均值为 $-13.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。对比已有报道的该区域多年平均土壤侵蚀模数 $85.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ [27], 近 20 年来该流域整体上平均土壤侵蚀速率有所下降, 但是土壤侵蚀现象仍然存在, 水土保持工作仍刻不容缓。

Table 2. Summary of soil erosion rate in Langchuan River Basin
表 2. 郎川河流域土壤侵蚀速率概要

	流域样点	耕作土	非耕作土
最小值($\text{t ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$)	-2.4	-2.7	-2.4
最大值($\text{t ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$)	-33.3	-33.3	-28.8
平均值($\text{t ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$)	-13.5	-14.8	-11.6
标准偏差($\text{t ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$)	9.0	8.8	9.7
样点个数	17	10	7

3.3. ^{137}Cs 含量和土壤侵蚀速率空间分布特征

基于 ArcGIS, 利用其空间分析模块反距离权重 IDW (Inverse Distance Weighted) 插值得到 ^{137}Cs 及土壤侵蚀量在研究区域的空间分布特征(图 3)。从图 3(a)中可以看出, ^{137}Cs 在空间上并没有呈现出均一性分布特征。整体上, 含量较低的 ^{137}Cs 主要分布在该流域两侧及高海拔地区, 含量较高的 ^{137}Cs 主要分布在河谷及河流下游地区。相应地, 相对高的土壤侵蚀速率也发生在山顶及流域两侧部位(图 3(b)), 此结果也进一步印证了此研究区山顶部位不宜作为 ^{137}Cs 的背景值点。另外, 在低海拔地区河口位置也发生了土壤侵蚀, 此现象意味着新 - 老郎川河的双重水动力作用严重加速了该流域的土壤侵蚀。

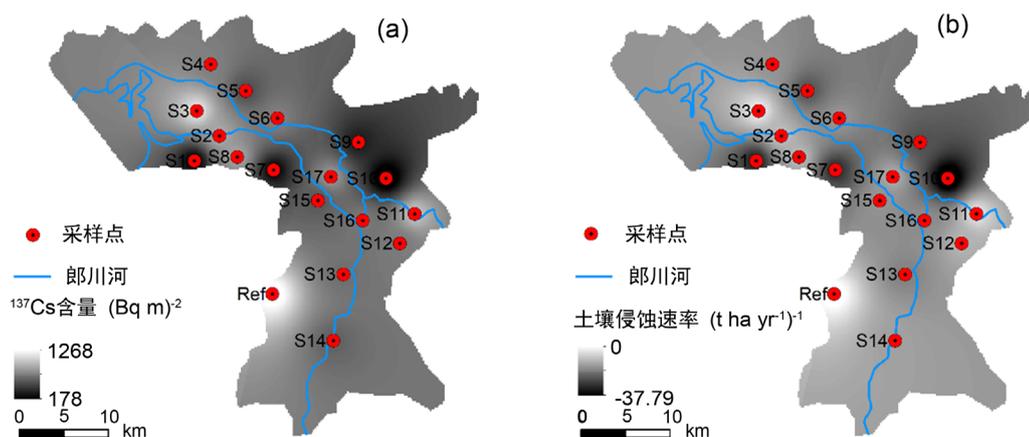


Figure 3. Spatial distribution characteristics of ^{137}Cs content and soil erosion modulus in Langchuan River Basin
图 3. 郎川河流域 ^{137}Cs 含量和土壤侵蚀模数空间分布特征

3.4. 土地覆被变化(1985~2015)

基于上述遥感信息技术将郎川河流域的土地利用类型分为水域、建设用地、林地与草地以及耕地四类, 1985~2015 年 8 期高分辨率遥感影像非监督分类结果如图 4 所示。对不同时期不同土地利用面积进行统计计算, 并与该流域总面积进行比较可以得出各种土地利用类型面积占比(图 5)。

从土地利用结构来看, 1985~2006 年间, 各土地利用类型面积所占比由大到小依次是耕地 > 林地与草地 > 水域 > 建设用地。其中, 耕地占有的用地面积最多, 占比为 50.69%; 建设用地面积最少, 占比为 13.00%。2006~2015 年, 建设用地面积占比大于水域面积, 研究区内各土地利用面积大小关系变成了耕地 > 林地与草地 > 建设用地 > 水域。尽管耕地占有的面积仍然最大, 但是到 2015 年其占比下降为 47.80%。结合遥感影像分类结果(图 4), 可以看出本研究区仍然是一个以农业为主的地区, 植被覆盖率较高, 城市化水平相对较低。

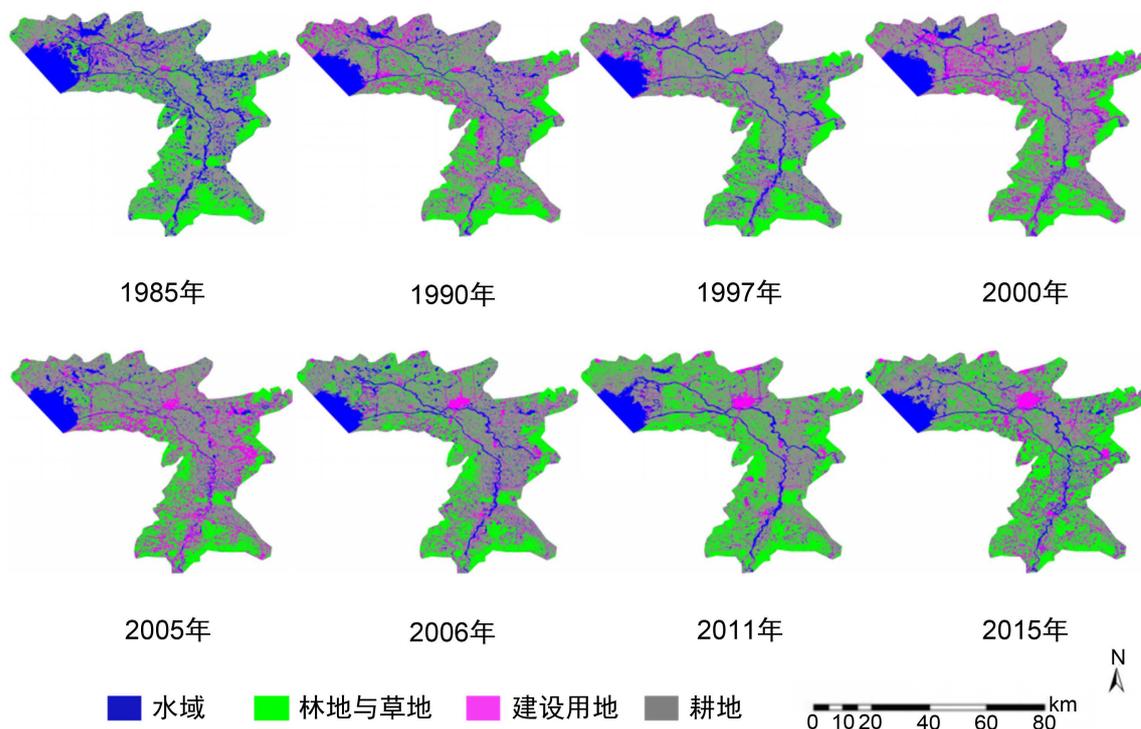


Figure 4. Schematic diagram of unsupervised classification of land use remote sensing images in the Langchuan River Basin Phase 8

图 4. 郎川河流域 8 期土地利用遥感影像非监督分类示意图

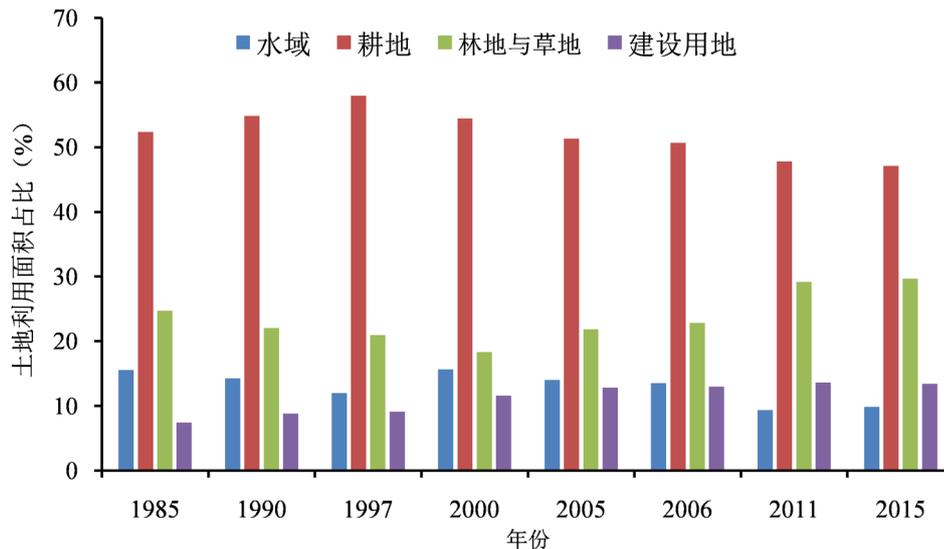


Figure 5. Land use changes in different periods of the Langchuan River Basin

图 5. 郎川河流域不同时期土地利用变化

4. 讨论

通过对该流域不同土地利用类型下的土壤侵蚀速率进行定量估算。对非耕作土而言，土壤侵蚀速率大小依次为：林地(非马尾松) ($19.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) > 马尾松 ($15.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) > 板栗树 ($10.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) > 樟树 ($5.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) > 竹林 ($2.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) > 稀疏林 ($2.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)。就土地利用方式而言，非耕作土中的板栗

树是比较受欢迎的。因为该树木的种植不但可以减少土壤侵蚀，而且农民可以通过售卖果实来增加经济收入。相反，林地和马尾松林是不提倡种植的，不仅产生严重的土壤侵蚀，而且无法带来经济效益。相反，水稻田占主导地位的耕作土，其土壤侵蚀速率远小于非耕作土，这与已有关于南方红壤地区土壤侵蚀速率的研究结果相似[28]。另外，原位实验测量方法和通用土壤流失方程也证实了水稻田相较于其他的土地利用类型具有较强的水土保持能力[29]。因此，该区域耕作土种植水稻田不仅可以增加农民收入，而且还可以降低土壤侵蚀速率。

耕作土(水稻田)被认为是该区域水土保持最好的土地利用方式[26]。过去 30 余年该区域耕地的总面积出现先增加后降低的趋势，其原因与国家宏观政策的驱动密切相关。改革开放初期，家庭联产承包责任制的实施极大地提高了农民的种地积极性，多数家庭主要是依靠农业为生。1997 年以后，耕地面积出现下降，与我国实施的退耕还林(草)工程不谋而合[30]。2002 年开始，安徽省就被列入全国退耕还林工程建设范围，三年内安徽省实际完成退耕还林 735.03 万亩，为此该区域的耕地面积在“退耕还林”工程的大背景下出现下降的趋势。与耕地面积变化不同，林地与草地的面积开始出现增加的趋势(图 5)。已有研究表明，安徽全省的森林覆盖率由原来的 27.9% 上升到 30.3% [31]，虽然在 2008 年又降至 26.06%，但之后都在稳步上升的，至 2017 年，安徽省森林覆盖率达 28.65% (图 6)。

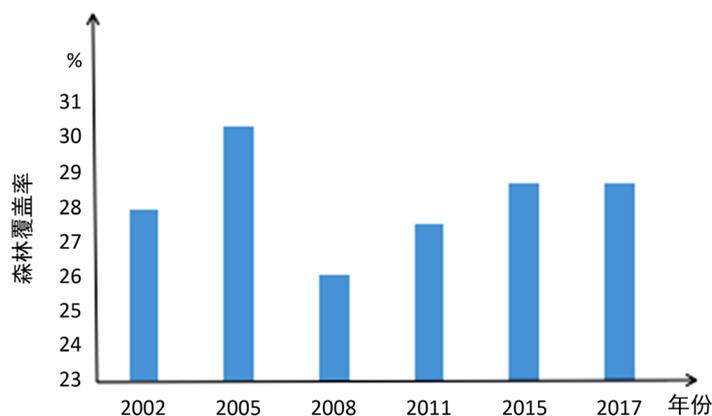


Figure 6. Forest coverage rate in Anhui Province [31]
图 6. 安徽省森林覆盖率[31]

再者，通过对比新老茶园的土壤侵蚀速率大小发现，新茶园的土壤侵蚀速率($15.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)远小于老茶园的土壤侵蚀速率较高($28.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)。与此同时，前人在此研究区相近的地区也发现老茶园的土壤侵蚀速率高达 $39.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ [23]。茶园在生长过程中，为追求最大经济效益，茶园经常被人为了除草及施肥破坏土壤结构，不可避免地加速了土壤侵蚀。近些年来，由于种地无法满足农民的经济需求，多数农村人口转移到城市务工进行城市建设，导致许多农耕地无暇顾及，为此多数农民将农耕地耕植为茶园或其他经济林。土地覆被变化中城市建设用地面积的增加(65.18 km^2)也印证了此现象。显然，从水土保持角度考虑，这是不太合理的。在中国黄土高原及其他地区，部分研究者也发现盲目的退耕还林不但降低了土壤湿度延缓了树木的生长，同时为促进还林树种快速生长，人为地去除还林树种下的杂草破坏了土壤结构从而加速了土壤侵蚀[32] [33]。因此，该研究区在调整土地利用结构的同时，不应该盲目退耕还林(茶园)，应最大化地保持当前的土地利用方式以降低土壤侵蚀。

5. 结论

基于放射性核素 ^{137}Cs 获取了长江下游支流水阳江 - 郎川河流域不同土地利用类型下的土壤侵蚀速率。以 70 年左右的老水稻田为背景值采样区获得该研究区的 ^{137}Cs 背景值为 1275 Bq m^{-2} 。基于此背景值

结合土壤侵蚀模型获得该流域不同土地利用方式的土壤侵蚀速率范围为 -33.3 至 $-2.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (均值 $-13.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)。整体上, 与马尾松林相比较, 非耕作土中竹林和板栗林土壤侵蚀速率相对偏低。从经济角度考虑, 非耕作土中土地利用类型最受欢迎的是板栗树种。与新茶园相比, 人为活动导致老茶园的土壤侵蚀速率相对偏高。

结合研究区 1985~2015 年间 8 期高分辨率遥感影像, 该区域 30 余年间建设用地面积增加了 65.18 km^2 , 相反耕地面积占比 50.69% 下降为 47.80%, 其拐点出现在 20 世纪末, 与国家宏观政策“退耕还林还草”政策息息相关。结合土地覆被变化与土壤侵蚀速率变化关系来看, 退耕还林(茶园)并不是该地区当前最优的农业结构调整方式, 保持当前土地利用方式可以有效防治当地的水土流失。

致 谢

本课题由国家自然科学基金(41203087, 41573129)资助。感谢南京晓庄学院地理科学专业学生侯宝忠和吴梦洋在参与江苏省大学生科研项目及样品采集过程中给予本课题研究提供的帮助! 感谢英国埃克塞特大学 Des Walling 教授提供软件用于计算土壤侵蚀速率。

参考文献

- [1] Montgomery, D.R. (2007) Soil Erosion and Agricultural Sustainability. *PNAS*, **104**, 13268-13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- [2] FAO (2015) Status of the World's Soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- [3] Liu, B.Y., Xie, Y., Li, Z.G., et al. (2020) The Assessment of Soil Loss by Water Erosion in China. *International Soil and Water Conservation Research*, **8**, 430-439. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.002>
- [4] 沈吉, 薛滨, 吴敬禄, 等. 湖泊沉积与环境演化[M]. 北京: 科学出版社, 2010: 1-10.
- [5] 刘乙淼, 陈艳梅, 胡引翠. 长江流域土壤保持能力时空特征[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(6): 971-977.
- [6] 张玉华, 韩凤翔. 长江流域水土流失类型分区及防治对策探讨[J]. 人民长江, 2013, 44(10): 105-108.
- [7] 张志强, 李肖. 论水土保持在长江经济带发展战略中的地位与作用[J]. 人民长江, 2019, 50(1): 7-12.
- [8] 刘同庆, 陈有朋. 长江中下游流域水土流失遥感调查和监测在基础地质环境评价中的应用[J]. 安徽地质, 2010, 20(4): 287-290.
- [9] 查良松, 邓国徽, 谷家川. 1992-2013 年巢湖流域土壤侵蚀动态变化[J]. 地理学报, 2015, 70(11): 1708-1719.
- [10] 张玉刚, 卢慧中, 曹龙熹, 等. 太湖流域片土壤侵蚀现状与变化[J]. 中国水土保持科学, 2016, 14(3): 26-34.
- [11] Fang, G.H., Yuan, T., Zhang, Y., et al. (2019) Integrated Study on Soil Erosion Using RUSLE and GIS in Yangtze River Basin of Jiangsu Province (China). *Arabian Journal of Geosciences*, **12**, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4331-2>
- [12] 姚书春, 薛滨. 长江下游青弋江水阳江流域湖泊环境演变[M]. 南京: 南京大学出版社, 2016: 20-25.
- [13] 赵明松, 李德成, 张甘霖, 等. 基于 RUSLE 模型的安徽省土壤侵蚀及养分流失评估[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 28-38.
- [14] 徐小倩, 高飞, 仰晓宇, 等. 基于遥感数据反演的南漪湖水质时空变化监测[J]. 再生资源与循环经济, 2020, 13(4): 31-34.
- [15] 王荣娟, 张金池. 石臼湖湿地水环境质量评价及富营养化状况研究[J]. 湿地科学与管理, 2011, 7(2): 26-28.
- [16] WRB (World Reference Base) for Soil Resources (2014) International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. Rome.
- [17] Walling, D.E. and He, Q. (1999) Improved Models for Estimating Soil Erosion Rates from Cesium-137 Measurements. *Journal of Environmental Quality*, **28**, 611-622. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020027x>
- [18] Walling, D.E. and He, Q. (2001) Models for Converting Measurements of Environmental Radionuclide Inventories (^{137}Cs , Excess ^{210}Pb , and ^7Be) to Estimates of Soil Erosion and Deposition Rates (Including Software for Model Implementation). Report to IAEA, University of Exeter, Exeter.
- [19] Zhang, X.B., Higgitt, D.L. and Walling, D.E. (1990) A Preliminary Assessment of the Potential for Using Caesium-137 to Estimate Rates of Soil Erosion in the Loess Plateau of China. *Hydrological Sciences*, **35**, 243-252. <https://doi.org/10.1080/02626669009492427>

- [20] Walling, D.E. and Quine, T.A. (1993) Use of Caesium-137 as a Tracer of Erosion and Sedimentation: Handbook for the Application of the Caesium-137 Technique. University of Exeter, Exeter.
- [21] 王小雷, 杨浩, 赵其国, 等. ^{137}Cs 法估算宁镇山脉地区黄棕壤侵蚀作用的初步研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(2): 32-36.
- [22] Legarda, F., Romero, L.M., Herranz, M., *et al.* (2011) Inventory and Vertical Migration of ^{137}Cs in Spanish Mainland Soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, **102**, 589-597. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.03.007>
- [23] Zhang, Y., Yang, H., Du, M.Y., *et al.* (2003) Soil Erosion Study on Hillside in Southern Jiangsu Province Using the Cesium-137 Tracer Technique. *Soil Science & Plant Nutrition*, **49**, 85-92. <https://doi.org/10.1080/00380768.2003.10409983>
- [24] Ritchie, J.C. and Mchenry, J.R. (1990) Application of Radioactive Fallout Caesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of Environmental Quality*, **19**, 215-233. <https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020006x>
- [25] Walling, D.E., He, Q. and Appleby, P.C. (2002) Conversion Models for Use in Soil-Erosion, Soil Redistribution, and Sedimentation Investigations. In: Zapata, F., Ed., *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radioactivity*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 111-164. https://doi.org/10.1007/0-306-48054-9_7
- [26] Wang, X.L., Xue, B., Yao, S.C., *et al.* (2019) ^{137}Cs Estimates of Soil Erosion Rates in a Small Catchment on a Channelized River Floodplain in the Lower Reaches of Yangtze River, China. *Journal of Environmental Radioactivity*, **208-209**, Article ID: 106008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106008>
- [27] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998: 244-245.
- [28] Tang, X.Y., Yang, H., Zhao, Q.G., *et al.* (2002) ^{137}Cs Depth Distribution in Haplic-Udic Ferrosols of Southern China and Its Implication for Soil Erosion. *Soil Science*, **167**, 147-163. <https://doi.org/10.1097/00010694-200202000-00007>
- [29] Chen, S.K., Liu, C.W., Chen, Y.R., *et al.* (2012) Assessing Soil Erosion in a Terraced Paddy Field Using Experimental Measurements and Universal Soil Loss Equation. *Catena*, **95**, 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.013>
- [30] 韩洪云, 喻永红. 退耕还林的环境价值及政策可持续性——以重庆万州为例[J]. 中国农村经济, 2012(11): 44-55.
- [31] 梅莹, 牛栋瑜, 赵建东. 安徽省退耕还林绩效与后续发展研究[J]. 安徽农业大学学报(社会科学版), 2007(16): 24-27.
- [32] Cao, S., Tian, T., Chen, L., *et al.* (2010) Damage Caused to the Environment by Reforestation Policies in Arid and Semi-Arid Areas of China. *Ambio*, **39**, 279-283. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0038-z>
- [33] Jia, X.X., Shao, M.A., Zhu, Y.J., *et al.* (2017) Soil Moisture Decline Due to Afforestation across the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, **546**, 113-122. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.011>