

引用格式:刘宇,滕佳昆. WATEM/SEDEM框架下的土壤保持效益传输研究[J]. 资源科学, 2017, 39(5): 860-870. [Liu Y, Teng J K. Assessing the delivery of soil erosion control benefits at the watershed level following the WATEM/SEDEM concept[J]. *Resources Science*, 2017, 39(5): 860-870.] DOI: 10.18402/resci.2017.05.06

WATEM/SEDEM框架下的土壤保持效益传输研究

刘宇¹, 滕佳昆^{1,2}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 中国科学院生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 西南科技大学环境与资源学院, 绵阳 621010)

摘要:土壤侵蚀是陆地生态系统中广泛存在的地表过程, 具有当地和异地两方面的生态环境和社会经济影响。土壤保持为人类社会提供防止土壤肥力下降和减少库塘淤积等效益。当前对异地土壤保持效益的计算大多基于当地土壤保持量、采用单一的泥沙输移比, 忽视了泥沙输移比的尺度效应及其与流域特征和降雨等因素的时空变异相关的事实, 缺乏对土壤保持效益空间传输的定量和显式表达。本文基于WATEM/SEDEM模型框架, 通过流域侵蚀产沙和泥沙传输模拟, 建立了评估当地和异地土壤保持效益的方法, 量化了碾庄沟流域不同土地利用类型区土壤保持效益的输入和输出及其空间格局。该方法能识别土壤保持效益净供给区和净受益区, 可建立起供给区和受益区之间定量化、空间直观的土壤保持效益传输联系, 可为实施空间位置明确的生态补偿决策服务。

关键词:土壤侵蚀; 泥沙传输; 土壤保持; WATEM/SEDEM模型; 黄土高原

DOI: 10.18402/resci.2017.05.06

1 引言

土壤保持是陆地生态系统中重要的生态系统调节服务^[1,2]。目前, 从流域到区域尺度, 一般将当地潜在侵蚀量和现实侵蚀量之差(即土壤保持量)作为土壤保持效益评估的基础^[3,4]。由于土壤侵蚀过程具有当地和异地两方面的生态效应^[5], 因而土壤保持效益的提供区和受益区存在空间失耦的现象。基于当地土壤保持量评估的仅是生态系统潜在的土壤保持效益提供能力^[6], 而非受益者实际收到的土壤保持效益。定量土壤保持效益供给区与受益区之间的土壤保持效益传输是全面、准确评估土壤保持效益的基础。随着土壤侵蚀模型的发展, 提出了一些可用于模拟流域侵蚀和泥沙传输的分布式模型, 如WATEM/SEDEM^[7]、LISEM^[8]等, 为定量土壤保持效益的空间传输奠定了技术基础。本研究基于WATEM/SEDEM侵蚀产沙和输沙模拟的方法框架, 发展在流域尺度上定量土壤保持效益传输的方法, 评估不同土地利用类型的土壤保持效益

输入和输出。这里所指的土壤保持效益输入指景观单元因其它景观单元发挥水土保持功能而减少的土壤侵蚀的负面影响, 用泥沙输入的减少量表达; 土壤保持效益的输出则为景观单元自身土壤保持功能的发挥而减少向其它景观单元的泥沙输出, 从而减少其它景观单元因泥沙淤积造成的损害, 用泥沙输出的减少量表示。

2 研究区概况

本研究选择位于黄土丘陵沟壑区的碾庄沟流域(36°37'N-36°45'N, 109°26'E-109°37'E)为研究区。该流域位于陕西省延安市宝塔区李渠镇, 为延河中游一级支沟, 在延安市宝塔区李渠镇汇入延河。碾庄沟流域总面积54.2 km², 地处半干旱区向半湿润区过渡带, 多年平均降水量527mm。海拔926~1278m。流域内地形破碎, 梁峁、沟谷占总面积的90%以上, 沟壑密度达到2.74km/km²^[9], 是典型的黄土丘陵沟壑小流域。土壤主要为可侵蚀性高的黄绵土, 土层深厚, 结构疏松。流域土壤平均砂粒含

收稿日期: 2016-10-24; 修订日期: 2017-02-05

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(41301032); 国家自然科学基金面上项目(41671186)。

作者简介: 刘宇, 男, 贵州盘县人, 博士, 研究方向为景观格局与生态过程、生态系统评估。E-mail: liuyu@igsrr.ac.cn

2017年5月

量为20%,粉粒含量为55%,黏粒含量为25%^[10]。碾庄沟是宝塔区小流域综合治理试点流域,淤地坝建设和植被恢复并重^[11,12]。近年来,随着经济的发展,居民点、工矿交通等建设用地逐渐向流域内部扩张,成为流域内土地利用变化最主要的特征和土壤侵蚀的重要影响因素。在流域综合治理的推动下,至2012年,碾庄沟流域形成了以林地、草地为主的土地利用格局(图1a)。人工乔木林是流域森林恢复的主要形式。森林覆盖率达23.2%,灌木林覆盖率为34.4%,草地占19.1%,以生态保护为主的林草植被共占流域总面积的76.5%。耕地占流域总面积的14.8%,其中坝地和梯田共占50.9%(图1b)。建设用地主要呈狭长的带状分布在沟谷中,占流域总面积的5.3%。

受城市扩张的影响,流域出口附近建设用地连片分布。沟谷中的土地利用以库塘、坝地和居住地为主,而森林、灌丛、草地等植被建设区占据了沟坡、崩坡和梁崩的绝大部分区域(图1a)。梁崩、崩坡是流域内面积占优势的两个地貌部位,也是各土地利用类型主要的分布区(图2)。平均坡度以植被建设区最高,裸土区随后,农田和建设用地区域较缓,库塘多地处沟底(表1)。从土地利用类型的平均坡长(到坡顶的水流路径距离,即相对于坡顶的分布位置)来看,整个流域库塘平均坡长最长,建设用地次之,随后为农田、裸土和植被建设区(表1)。

表1 土地利用类型区平均坡度、坡长

Table 1 Mean slope gradient and slope length of each land use type

	裸土	农田	植被建设区	库塘	建设用地
平均坡度/°	24.04	19.18	24.85	12.06	17.62
平均坡长/m	85.89	131.85	70.89	315.12	144.11

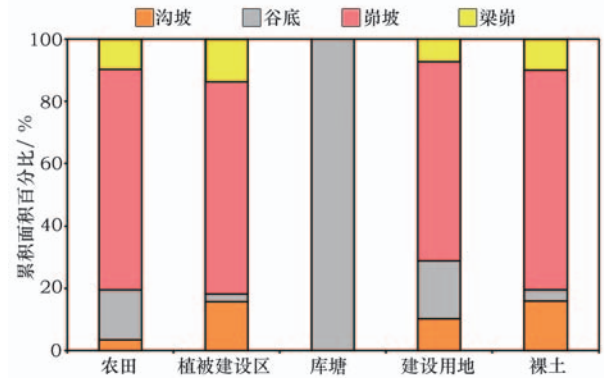


图2 土地利用类型在各地貌部位的面积分布

Figure 2 Acreage distribution of land use types on topographical positions

随着植被恢复和水土保持工程的开展,流域土壤侵蚀强度显著降低^[10, 13, 14],平均侵蚀模数从1980年代的9050t/(km²·a)^[10]降低到21世纪初的1815t/(km²·a)^[12]。

3 方法与数据

3.1 土壤侵蚀和泥沙传输模拟

本研究中侵蚀产沙和泥沙在流域中的传输和再分配借鉴WATEM/SEDEM模型^[7]框架,基于栅格

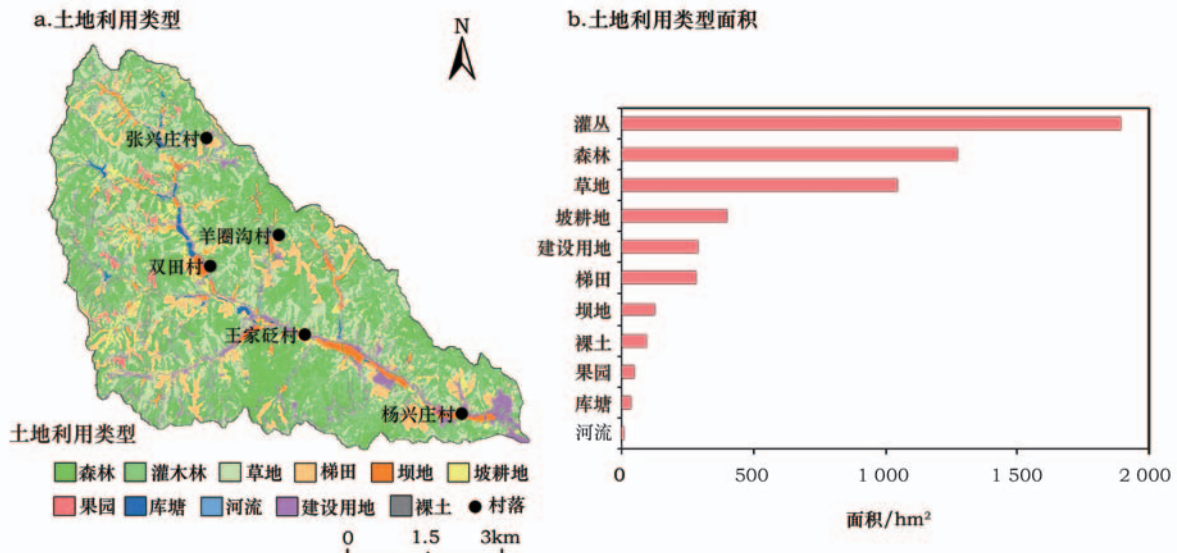


图1 碾庄沟流域土地利用分布及各类土地利用类型面积分布

Figure 1 Land use pattern and acreage of land use types in Nianzhuang Watershed

估算。土壤侵蚀量模拟、泥沙传输能力估算和泥沙传输模拟为 WATEM/SEDEM 的三大组成部分。产沙和泥沙传输模拟的时间尺度为年。本研究利用 Arc/Info 8.3 脚本编程语言编程实现模型模拟。土壤侵蚀量采用修正通用土壤流失方程 (RUSLE)^[15] 计算:

$$E = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

式中 E 为年土壤侵蚀强度 ($t/(hm^2 \cdot a)$); R 为降雨侵蚀力因子 ($MJ \cdot mm/(hm^2 \cdot h \cdot a)$), 采用 Arnoldus^[16] 改进的基于月降雨和年降雨的傅立叶指数; K 为土壤可蚀性因子 ($t \cdot h/(MJ \cdot mm)$), 利用 Williams 等提出的方法基于土壤有机碳含量和土壤质地 (粘粒 Cl 、粉粒 Si 、砂粒 Sd 含量) 计算^[17]; L 、 S 分别为坡长、坡度因子, 二者合称地形因子, 采用 Desmet 等提出的基于二维景观的方法计算^[18]; C 为植被覆盖管理因子; P 为土壤保持措施。 C 、 P 因子参考 Fu 等^[19] 和刘宝元等^[20] 在该区域的研究结果 (表 2)。

任一位置的泥沙传输量由泥沙供给和泥沙传输能力确定^[21]。泥沙供给量为上坡输入量 (E_{in}) 与立地产沙量 (E) 之和。泥沙输出量为泥沙供给和泥沙传输能力 (T_c) 二者中的最小值, 即 $\min[E_{in}+E, T_c]$ 。泥沙传输能力 (T_c) ($kg/(m \cdot a)$) 指地表径流向下坡搬运泥沙的最大潜能^[21], T_c 的计算公式为:

$$T_c = K_{tc} \times R \times K \times (LS + 4.116 \times S_g^{0.8}) \quad (2)$$

式中 K_{tc} 为传输能力系数 (m), 理论上为均一坡度和径流条件下产生足够的泥沙以达到栅格传输能力所需的上坡距离^[21], 通常利用流域观测数据, 寻求最佳的参数组合来获得 K_{tc} 值^[21, 22]。将土地利用/覆盖划分为具有 K_{tc} 高值的低植被覆盖类型 (耕地、裸地、工矿、交通建设用地) 和具有 K_{tc} 低值的高植被覆盖区 (林地、草地、灌丛) 来获取适合区域的 K_{tc} 值是常用的方法^[7, 12, 21, 22], 对应的 K_{tc} 分别为 K_{tc_high} 和 K_{tc_low} 。 R 、 K 、 LS 与 RUSLE 模型相同, 分别为降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性因子和地形因子。 S_g 为百分

比坡度 (m/m)。Feng 等在碾庄沟流域内的羊圈沟子流域^[23], 利用 Cs^{137} 示踪法监测的土壤侵蚀量作为校验数据, 来率定 K_{tc_high} 和 K_{tc_low} , 其值分别为 7 和 6。Liu 等利用流域泥沙监测数据的验证, 得出 K_{tc_high} 和 K_{tc_low} 分别为 20 和 15^[12]。用 Cs^{137} 示踪法获得的土壤侵蚀量来厘定的 K_{tc_high} 和 K_{tc_low} 存在一定的问题: ① Cs^{137} 示踪法获得的土壤侵蚀量是多年平均值, 而 WATEM/SEDEM 模拟的是年尺度的土壤侵蚀和泥沙传输; ② 在黄土丘陵沟壑区, 梯田、坝地等土地利用类型上, 上层土壤往往受到耕作、填挖翻整等活动的改造, Cs^{137} 示踪法获得的侵蚀量包含了非降雨侵蚀部分。因此, 用年尺度的流域泥沙监测数据厘定比较合适, 也是该模型发展之初及后来应用中广为采用的方法。本文 K_{tc_high} 和 K_{tc_low} 的值采用 Liu 等的结果^[12]。泥沙传输方向利用 DEM 确定的水流路径确定, 以水流方向作为控制进行模拟。

3.2 土壤保持定量方法

土壤保持 (ES) 是生态系统通过调节侵蚀产沙和输沙而减少的土壤流失, 为潜在土壤侵蚀 (亦称结构性影响, γ) 和现实景观状态下的土壤侵蚀 (调节后的土壤侵蚀影响 β) 之差^[6], 可用下式表示:

$$ES = \gamma - \beta \quad (3)$$

式中 γ 为无植被和无土壤保持措施时的潜在土壤侵蚀量或潜在泥沙通量 (t); β 则为现实侵蚀量或泥沙通量 (t)。基于 WATEM/SEDEM 模型框架模拟的侵蚀产沙和泥沙传输, 可确定每个栅格减少的产沙量 (EA_a)、因上游生态系统的作用而减少的泥沙输入量 (ES_{in}) (t)、对外泥沙输出减少的量 (ES_{out}) (t), 进而可统计各类土地利用类型收到和提供的物质形式表达的土壤保持效益, 从而实现土壤保持效益空间传输的模拟。 EA_a 为潜在侵蚀量和现实侵蚀量之差, 由公式 (4) 确定; ES_{in} 为潜在泥沙输入量和现实泥沙输入量之差, ES_{out} 则表达为潜在泥沙输出量和现实泥沙输出量之差。

表 2 各土地利用类型 C 、 P 因子赋值

Table 2 C and P factors for land use types

土地利用类型	裸土	坝地	森林	草地	果园	库塘	建设用地	河流	灌丛	坡耕地	梯田
C 因子	1.00	0.31	0.09*	0.12*	0.05	1.0*	0.2*	1.0*	0.22*	0.55	0.31
P 因子	1.00	0.30	1.00	1.00	0.50	1.0	1.0	1.0	1.00	0.50	0.35

注: *引自 Fu 等^[19], 其余引自刘宝元等^[20]。

2017年5月

$$EA_a = E_p - E_a = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (4)$$

式中 E_p 为潜在侵蚀($t/(hm^2 \cdot a)$),即无植被覆盖和水土保持措施时的侵蚀强度($t/(hm^2 \cdot a)$); E_a 为现实侵蚀强度($t/(hm^2 \cdot a)$)。其余各因子同公式(1)。

3.3 数据来源

土地利用数据解译自2012年生长季资源3号卫星多光谱和全色影像(中国资源卫星应用中心, <http://www.cresda.com/CN/index.shtml>),分辨率分别为5.8m和2.1m。在Erdas 8.0中进行影像正射纠正,然后进行分辨率融合。结合土地利用方式和地表覆被类型,将流域土地利用划分为森林、灌丛、草地、果园、坡耕地、梯田、坝地、建设用地、库塘、河流和裸土11类。在eCognition8.7软件支持下,采用面向对象分类方法进行分类。通过目视和实地调查获取了272个验证点,对分类结果精度进行了评价(表3)。土地利用分类精度的Kappa系数为0.89。在这一地区,一些裸土斑块与窑洞等建设用地在覆被特征上较为相似,而梯田则往往图斑狭长,导致其精度相对较低。其它各类精度较高,生产精度和用户精度都在80%以上。

在分析土壤保持效益时,根据土地用途将初始分类合并为裸土、耕地、建设用地、库塘(包括水库、养殖坑塘、河流)以及植被建设区,以此分区来分析土壤保持效益的输入和输出。DEM数据数字化自1:1万的地形图,并利用土地利用解译获得的坝地、梯田对地形进行了修正。淤地坝取坝地靠山坡两

侧边缘的等高线确定高程,单个坝地内部高程近似相同;梯田则取靠近上坡的边缘线高程作为高程值。土壤质地数据来自包耀贤^[24]、Liu等^[12]在碾庄沟流域的研究结果。土壤有机碳含量则采用Liu等^[12]、Liang等^[25]在该流域的调查。土壤属性按土地利用类型赋值。降雨数据采用邻近的延安气象站的日降雨数据,源自中国气象数据网(<http://data.cma.cn>)。

4 结果分析

4.1 土壤侵蚀的空间格局和量级特征

参照WATEM/SEDEM模型框架,模拟了流域潜在和现实的土壤侵蚀强度、潜在和现实的泥沙输入量和输出量。植被建设区(包括森林、灌木林地、草地)主要位于梁峁、峁坡、沟坡等部位,具有最高的潜在侵蚀量(图3a)和仅次于裸土的潜在侵蚀强度(图3b),分别为136.83万t和312.4t/($hm^2 \cdot a$)。农田区和建设用地区的平均潜在侵蚀强度分别为223.9t/($hm^2 \cdot a$)和212.7t/($hm^2 \cdot a$),潜在侵蚀量分别为14.2万t和7.3万t。植被建设区现实侵蚀量为10.3万t,现实侵蚀强度为23.3t/($hm^2 \cdot a$)。裸土是侵蚀强度最高的土地类型,主要分布在道路、居民点等建设用地邻近区域,以沟底、坡下部为主要分布区,多为人为形成,少数分布在陡峭的沟坡,由重力侵蚀造成。农田、建设用地和裸土侵蚀强度分别为38.3t/($hm^2 \cdot a$)、196.1t/($hm^2 \cdot a$)、和319.4t/($hm^2 \cdot a$),它们的土壤侵蚀总量分别为2.4万t、6.7万t和2.3万

表3 土地利用分类精度评价

Table 3 Accuracy of land use classification data

	坝地	坡耕地	梯田	果园	森林	灌丛	草地	库塘	河流	建设用地	裸土	用户精度
坝地	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.00
坡耕地	0	10	1	0	0	0	0	0	0	1	0	83.33
梯田	0	1	24	1	0	0	4	0	0	1	0	77.42
果园	0	0	0	11	1	0	0	0	0	0	0	91.67
森林	0	0	0	0	25	3	0	0	0	2	0	83.33
灌丛	0	0	0	0	2	17	0	0	0	0	0	89.47
草地	0	0	1	0	1	0	20	0	0	1	0	86.96
库塘	1	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	94.12
河流	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	100.00
建设用地	1	1	0	0	0	0	0	0	0	79	5	91.86
裸土	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9	64.29
生产者精度/%	90.91	83.33	92.31	91.67	86.21	85.00	83.33	100.00	100.00	88.76	64.29	

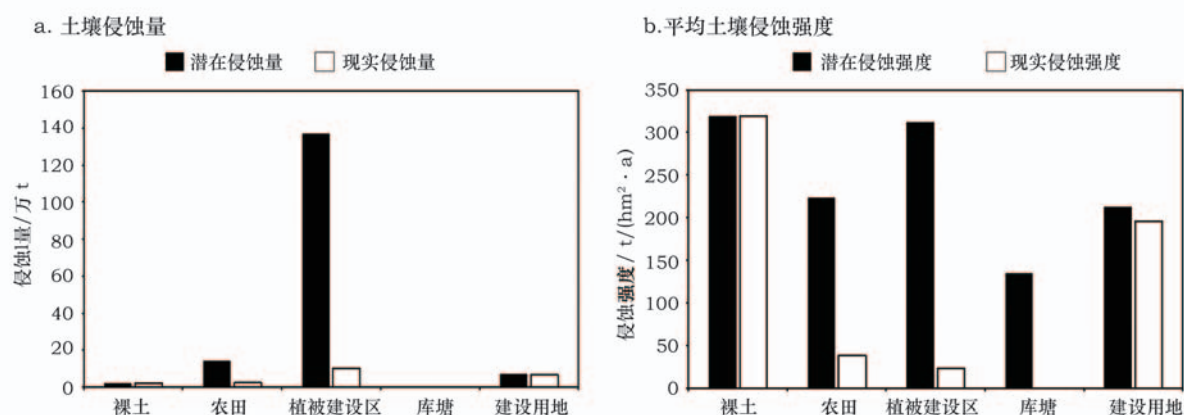


图3 各土地利用类型区土壤侵蚀量和平均侵蚀强度

Figure 3 Gross soil erosion and soil erosion intensity of land use types

t. 植被建设区主要为潜在侵蚀强度较高的区域,有效地降低了流域土壤侵蚀总量和强度。尽管非植被建设区仅占流域面积的23.5%,却贡献了流域现实侵蚀量的52.5%,是侵蚀的主要发生区。

通过泥沙传输模拟,获得了流域内每个栅格潜在和现实泥沙输入(图4a、图4b)和输出强度(图4c、图4d)。每个栅格泥沙的输入量受上游生态系统侵蚀产沙抑制能力和泥沙拦蓄能力调节。潜在泥沙输入和现实泥沙输入之间的差别表征了每个栅格上坡生态系统的泥沙输入削减量。每个栅格泥沙的输出一方面受本栅格侵蚀产沙抑制能力和泥沙拦蓄能力的调节,另一方面,还取决于坡生态系统调节径流输入的量级、流速和含沙量能力。因此,潜在和现实泥沙输出量的差别反映了当前位置及其上游生态系统通过调节泥沙通量对下游产生的影响。在泥沙传输通道上一些拦沙能力较强的位置往往发挥“开关”的作用,决定着任意两个位置之间的泥沙通道的连通度^[26]。根据Liu等的研究,任何景观位置与下游之间的泥沙连通度随距离的增加而降低^[12],因为较长的传输路径意味着更多的泥沙拦蓄机会^[27,28],更有可能存在拦沙能力更强的“开关”点。如图4a所示,崩坡、沟坡具有较强的潜在泥沙输入强度。梁崩、崩坡和坝地现实泥沙输入强度较低,沟坡总体上最高(图4b)。

从土地利用类型区泥沙输入、输出总量的差异来看,植被建设区是潜在泥沙输入、输出总量最大的区域,其后依次为农田、建设用地、裸土和库塘(图5a)。泥沙输移不仅仅受立地条件的制约。各

土地利用类型的现实泥沙输入和输出总量都低于潜在的泥沙输入和输出总量(图5a)。从泥沙输入和输出强度来看,植被建设区远低于裸土、农田和建设用地,平均潜在泥沙输入强度和输出强度都只有裸土的1/13左右,甚至泥沙输入强度还低于库塘(图5b)。土地利用类型的空间分布格局是形成泥沙传输强度格局的主控因素。植被建设区大多位于梁崩、崩坡(图2),往往具有相对较小的汇水面积,但坡度大(表1)。裸土主要位于沟坡,建设用地主要位于沟坡下部坝地与沟坡交接带,既有较大的汇水面积,植被覆盖较差,同时坡度也较大(表1),因而泥沙的输入和输出强度都较高(图5b)。

4.2 流域土壤保持效益供给及其传输

生态系统通过调节侵蚀产沙和输沙而给人类社会带来益处^[6]。人类社会通过土地利用单元来获取这种益处。这种益处可用当地土壤侵蚀减少量(当地土壤保持量,图6a,见866页)、泥沙输入削减(图6b)、泥沙输出削减(图6c)来表示。当地土壤保持量为任一地点潜在侵蚀量与现实侵蚀量之差。泥沙输入削减则是因上游生态系统的土壤侵蚀调节作用而提供给当前位置的土壤保持效益。泥沙输出调控则反映了当前位置和上坡生态系统泥沙传输调控的综合效应。土壤保持效益收支盈余指收到的上游生态系统提供的土壤保持效益与对下游提供的土壤保持效益之间的差值,反映了一个位置是土壤保持效益的净输出区还是净输入区。差值为正表示其为净输出区,为负则表示净输入区。从空间分布格局看(图6a,见866页),当地土壤保持

2017年5月

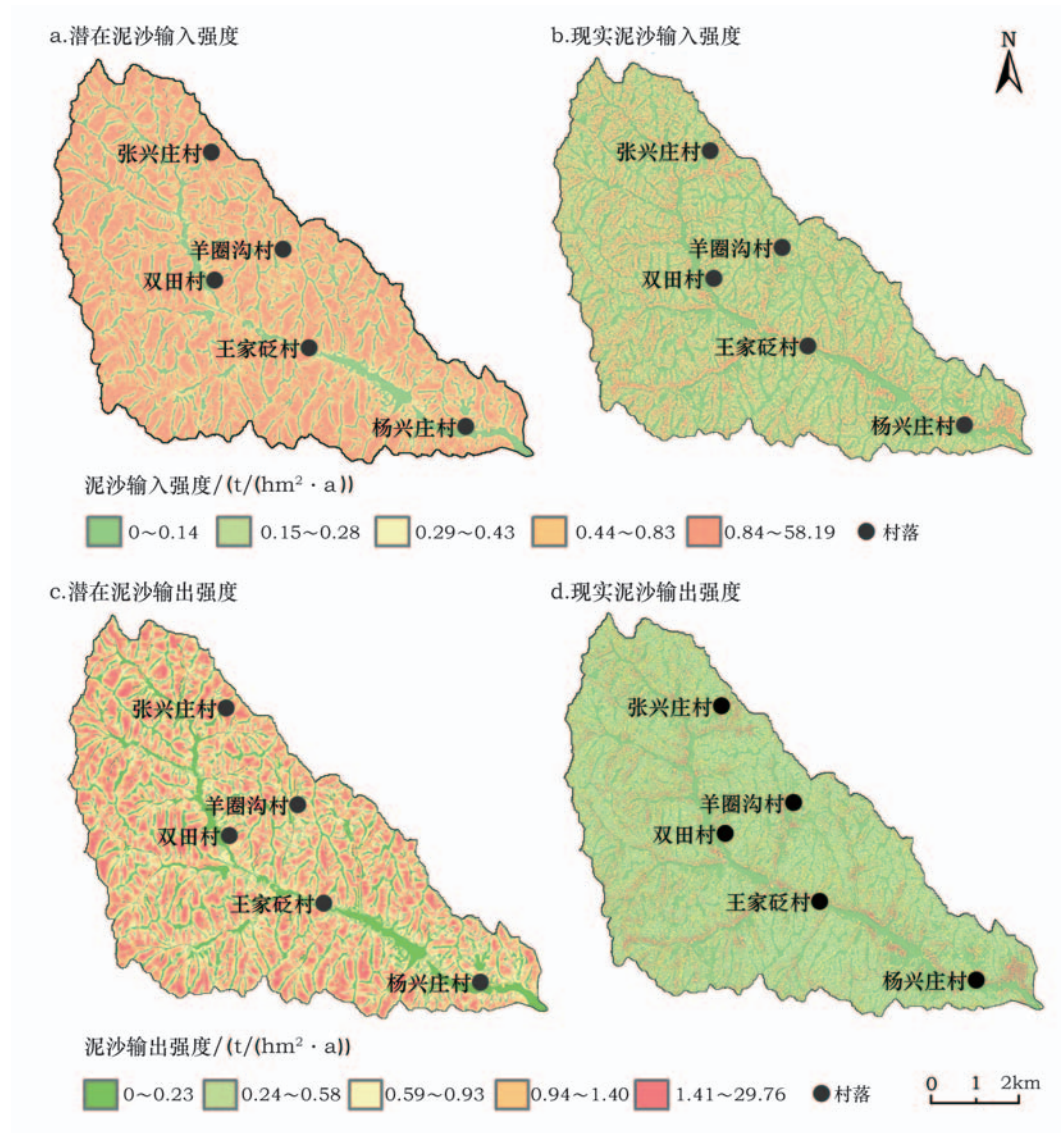


图4 流域潜在泥沙输入、输出和现实泥沙输入、输出的空间格局

Figure 4 Spatial patterns of the potential and actual sediment inflow and export

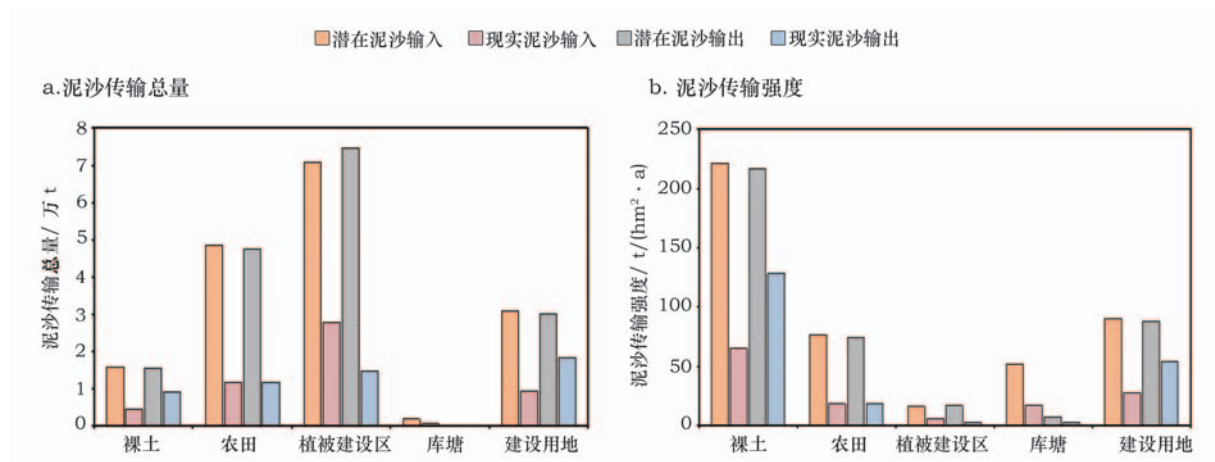


图5 各土地利用类型区潜在和现实泥沙传输总量和强度

Figure 5 Potential and actual gross sediment flux and sediment delivery intensity of land use types

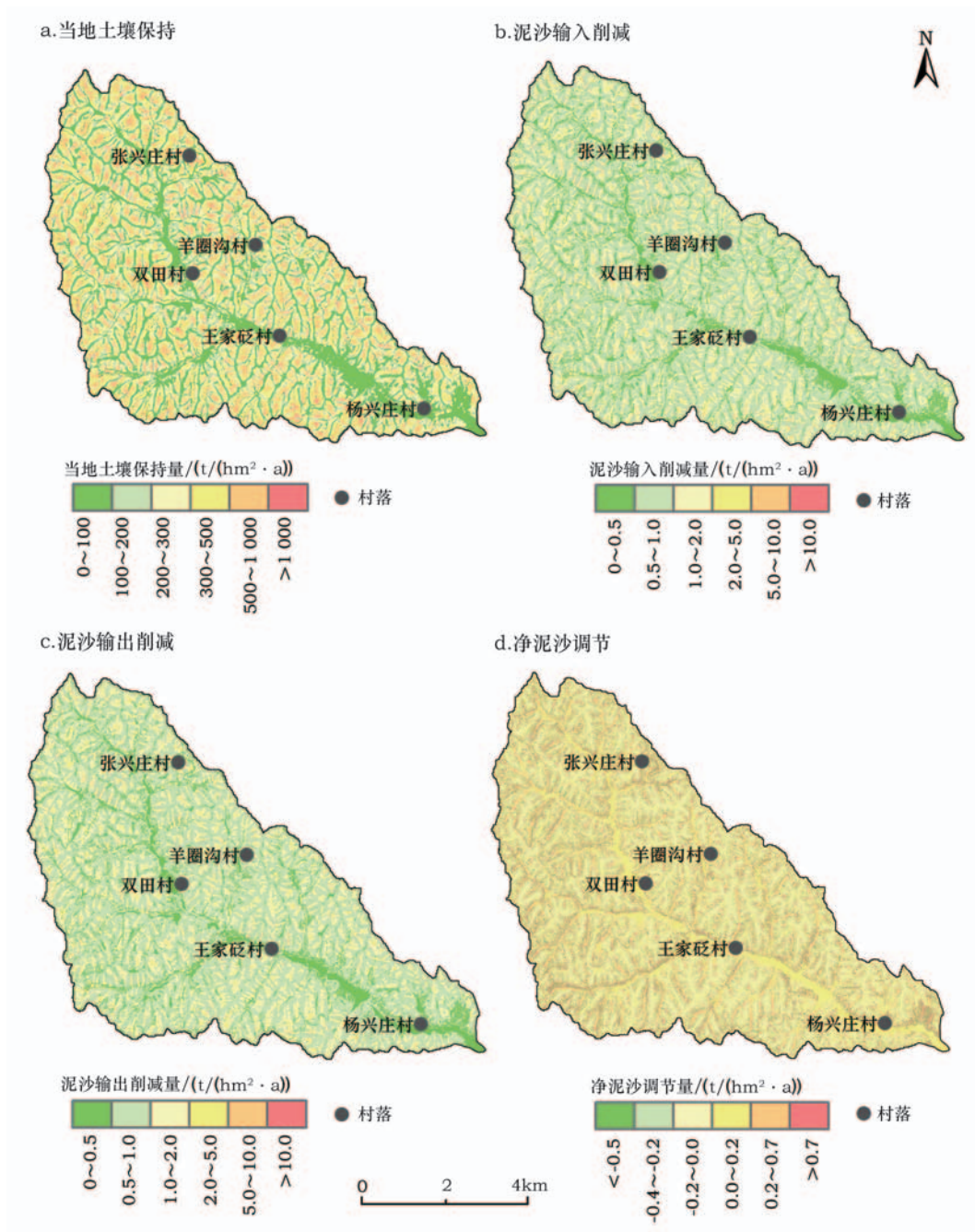


图6 流域水土保持空间分布格局

Figure 6 Spatial patterns of soil erosion control services in Nianzhuang Watershed

量总体上以沟坡、崩坡较大,梁、崩、沟谷坝地较小。泥沙输入削减和泥沙输出削减也表现出类似的格局(图6b、图6c)。如图6d所示,碾庄沟流域除沟谷内坝地、库塘以外的区域都是泥沙的净输出区。这表明在增强流域水土保持功能的植被建设格局设计或土地利用格局调整中,针对不同的地貌部位配置土地利用单元具有重要的意义。

土地利用类型区水土保持统计结果图7显示,

植被建设区对外输出的水土保持效益(5.9万t)高于输入的土壤保持效益(4.3万t),表明从调节泥沙通量的角度,植被建设区是净土壤保持效益供给区。其他土地利用类型区都是土壤保持效益净输入区。裸土区域具有最强的单位面积土壤保持效益输入量和输出量,分别为 $156.1t/(hm^2 \cdot a)$ 、 $88.1t/(hm^2 \cdot a)$,单位面积土壤保持效益输入是输出的近2倍。此外,库塘、建设用地和农田也是单位面积土

2017年5月

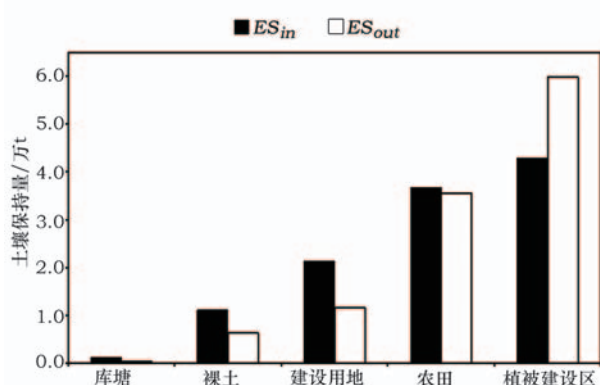


图7 各土地利用类型区土壤保持效益输入(ES_{in})和输出总量(ES_{out})

Figure 7 Soil erosion control benefit import (ES_{in}) and export (ES_{out}) for land use types

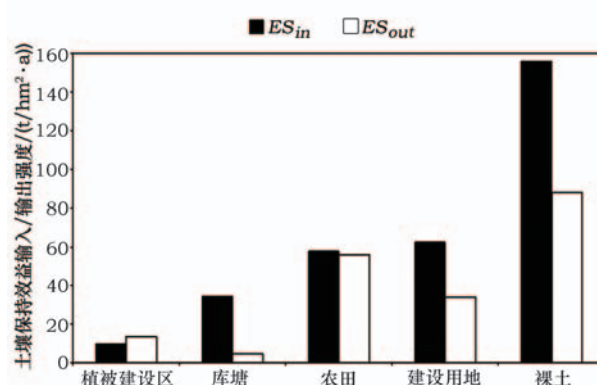


图8 各土地利用类型区单位面积土壤保持效益输入(ES_{in})和输出(ES_{out})

Figure 8 Area-specific soil erosion control benefit import (ES_{in}) and export (ES_{out}) for land use types

壤保持效益输入高于输出的土地利用类型(图8)。库塘单位面积土壤保持效益输入为 $34.6\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 输出则为 $4.6\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。在建设用地区,土壤保持效益输入为 $62.5\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,输出则为 $33.9\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。农田的土壤保持效益输入略高于输出,分别为 $57.9\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 和 $56.0\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。植被建设区是五大类型区中唯一的土壤保持效益输出高于输入的类型,土壤保持效益输入强度为 $9.8\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,而输出强度则为 $13.7\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

5 讨论

土壤侵蚀是广泛存在于陆地生态系统中的地表过程,具有广泛而深刻的生态环境和社会经济影响^[4,29]。因此,土壤保持服务是生态系统服务评估的重要服务项^[1]。土壤侵蚀具有当地和异地两方面的生态和社会经济影响^[30]。全面的生态系统土壤保持服务评估需要涵盖当地土壤保持效益和异地土壤保持效益。在已有的评估中,当地土壤保持效益估算方法较为成熟,在物质质量上可用当地土壤保持量表征。而对异地土壤保持效益的估算采用了基于当地土壤保持量和固定泥沙输移比的简化估算方法。例如,根据全国的调查,估算出土壤侵蚀产生的泥沙约有24%淤积于水库、湖泊和江河中^[31],该值被用于从当地土壤保持量估算异地土壤保持效益^[31]。但在实际中,泥沙输移比因空间尺度^[32]、时间尺度、降雨条件、流域地形地貌和植被及其空间格局^[33]等因素而异,不能用统一的输移比。研究表明,

泥沙输移比与流域面积有关^[34],具有空间尺度效应^[35]。对一些小流域,受植被带、淤地坝等泥沙阻拦工程的控制,在年或多年尺度上泥沙输移比变化于0~1之间^[36]。因此,全面准确评估土壤保持效益需要采用分布式的泥沙传输模拟途径。本研究借鉴WATEM/SEDEM的泥沙传输模拟方法,实现了以泥沙通量表征的生态系统调节土壤侵蚀异地影响的估算,弥补了土壤保持效益空间传递模拟的不足。

土壤侵蚀是土壤物质在空间上的再分配过程^[37],土壤保持服务供给和受益存在空间失耦的现象。利用本研究的方法,可识别出土壤保持效益的净提供区和净受益区,以及各土地利用类型区提供和收到的土壤保持效益。为土壤保持服务效益分析提供了一个量化的方法框架,也为针对土壤侵蚀调节服务的生态补偿提供了定位服务供给区并定量服务供给量的方法。尽管如此,受模型模拟能力的限制,本研究中没有涵盖全部的土壤侵蚀类型,坡面侵蚀和泥沙从坡面到沟道的传输是主要的模拟对象,即以面蚀和细沟侵蚀为主。在黄土丘陵沟壑区,冲沟、切沟等沟道侵蚀在流域侵蚀产沙中的贡献大于面蚀和细沟侵蚀^[38]。而WATEM/SEDEM模型侵蚀模拟中对沟道侵蚀的模拟能力不足。因此,未来研究中还需要增加对沟道侵蚀的模拟。另外,本研究没有考虑淤地坝拦截泥沙的能力随淤地坝高度、淤积状况等特征的变异,将其拦蓄泥沙的能力设置为1,从方法论上这存在一定的不足。Zhao

等应用了淤地坝调查数据,增加了对淤地坝拦蓄泥沙功能的模拟^[39]。这为进一步完善生态系统土壤保持服务的异地效应评估奠定了基础。

6 结论

基于 WATEM/SEDEM 模型框架,结合立地侵蚀产沙和流域泥沙传输,建立了以物质质量的形式、从当地和异地影响两个方面量化小流域土壤保持效益及其输送的方法,定量分析了碾庄沟流域不同土地利用类型区土壤保持效益的输入和输出。结果表明:植被建设区对外输出的土壤保持量(5.9 万 t)高于土壤保持输入量(4.3 万 t),净输出 1.7 万 t,是流域土壤保持效益的净输出区;农田、库塘、建设用地、裸土区土壤保持效益净输入分别为 0.12 万 t、0.11 万 t、0.98 万 t 和 0.49 万 t,是流域土壤保持效益的净输入区。因所处的地形位置和覆被状况,裸土区是流域内单位面积土壤保持效益输入和输出最大的土地利用类型,分别为 156.1t/(hm²·a)、88.1t/(hm²·a),单位面积土壤保持效益输入是输出的近 2 倍。库塘单位面积土壤保持效益输入为 34.6t/(hm²·a),输出为 4.6t/(hm²·a);建设用地土壤保持效益输入为 62.5t/(hm²·a),输出为 33.9t/(hm²·a);农田的土壤保持效益输入略高于输出,分别为 57.9t/(hm²·a)和 56.0t/(hm²·a)。植被建设区土壤保持效益输入为 9.8t/(hm²·a),而输出为 13.7t/(hm²·a)。

本研究提出的方法框架为模拟土壤保持效益供给区和受益区之间的联系提供了一个途径,为制定空间位置明确、具有定量依据的生态补偿标准提供了一个思路。

参考文献(References):

- [1] Costanza R, d'Arge R, Groot, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(15):253-260.
- [2] 傅伯杰,吕一河,高光耀. 中国主要陆地生态系统服务与生态安全研究的重要进展[J]. *自然杂志*, 2012, 34(5):261-272. [Fu B J, Lv Y H, Gao G Y. Major research progresses on the ecosystem service and ecological safety of main terrestrial ecosystems in China[J]. *Chinese Journal of Nature*, 2012, 34(5):261-272.]
- [3] Fu B, Liu Y, Lv Y H, *et al.* Assessing the soil erosion control

service of ecosystems change in the Loess Plateau of China[J]. *Ecological Complexity*, 2011, 8(4):284-293.

- [4] Zhang H, Liu S, Yuan W, *et al.* Inclusion of soil carbon lateral movement alters terrestrial carbon budget in China[J]. *Scientific Reports*, 2014, 4:7247-7247.
- [5] Lal R. Soil conservation and ecosystem services[J]. *International Soil & Water Conservation Research*, 2014, 2(3):36-47.
- [6] Guerra C A, Pinto-Correia T, Metzger M J. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modeling framework for integrated land management and policy[J]. *Ecosystems*, 2014, 17(5):878-889.
- [7] Rompaey A J J V, Verstraeten G, Oost K V, *et al.* Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach[J]. *Earth Surface Processes & Landforms*, 2001, 26(11):1221-1236.
- [8] Jetten V, Govers G, Hessel R. Erosion models: Quality and spatial predictions[J]. *Hydrological Processes*, 2003, 17(5):887-900.
- [9] 傅伯杰,陈利顶,马克明. 黄土丘陵区小流域土地利用变化对生态环境的影响-以延安市羊圈沟流域为例[J]. *地理学报*, 1999, 54(3):241-246. [Fu B J, Chen L D, Ma K M. The effect of land use on the regional environment in the Yangjuangou catchment in the Loess Plateau of China[J]. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 54(3):241-246.]
- [10] 李勇,白玲玉. 黄土高原淤地坝对陆地碳贮存的贡献[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(2):1-4. [Li Y, Bai L Y. Variation of sediment and organic carbon storage by check-dams of Chinese Loess Plateau[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 17(2):2-4.]
- [11] 包耀贤. 黄土丘陵沟壑区坝地和梯田土壤理化性质研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2005. [Bao Y X. Study on soil physical and Chemical Properties of dam land and terrace in the Loess hilly region[D]. Yangling: Northwest Agriculture and Forestry University, 2005.]
- [12] Liu Y, Fu B. Assessing sedimentological connectivity using WATEM/SEDEM model in a hilly and gully watershed of the Loess Plateau, China[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 66:259-268.
- [13] 岳大鹏,董美云. 陕北多沙粗沙区乡村聚落土壤侵蚀的典型流域调查与估算-以碾庄沟流域为例[J]. *灾害学*, 2010, 25(1):59-63. [Yue D P, Dong M Y. Investigation and estimation of soil erosion of rural settlements in abundant and coarse sediment area of north Shaanxi-an example in Nianzhuangou River basin [J]. *Journal of Catastrophology*, 2010, 25(1):59-62.]
- [14] Liu Y, Fu B, Lv Y, *et al.* Hydrological responses and soil erosion potential of abandoned cropland in the Loess Plateau, China[J]. *Geomorphology*, 2012, 138(1):404-414.
- [15] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, *et al.* Predicting Soil

2017年5月

- Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[M]. Washington: United States Government Printing Office, 1997.
- [16] Arnoldus H M J, Boodt M D, Gabriels D. An Approximation of the Rainfall Factor in the Universal Soil Loss Equation [A]. Boodt M, Gabriels D. Assessment of Soil Erosion[M]. Chichester: John Wiley and Sons Ltd, 1980.
- [17] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity[J]. *Journal of Soil & Water Conservation*, 1983, 38(5): 381-383.
- [18] Desmet P J J, Govers G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1996, 51(5): 427-433.
- [19] Fu B J, Zhao W W, Chen L D, *et al.* Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China[J]. *Land Degradation & Development*, 2005, 16(1): 73-85.
- [20] 刘宝元, 谢云, 张科利. 土壤侵蚀预报模型[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 2001. [Liu B Y, Xie Y, Zhang K L. Soil Erosion Prediction Model[M]. Beijing: Science and Technology of China Press, 2001.]
- [21] Verstraeten G. Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data[J]. *Geomorphology*, 2006, 81(1-2): 128-140.
- [22] Vente J D, Poesen J, Verstraeten G, *et al.* Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain[J]. *Global & Planetary Change*, 2007, 60(3-4): 393-415.
- [23] Feng X M, Wang Y F, Chen L D, *et al.* Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau[J]. *Geomorphology*, 2010, 118(3-4): 239-248.
- [24] 包耀贤. 黄土高原坝地和梯田土壤质量特征及评价[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2008. [Bao Y X. The Characteristics and Assessment on Soil Quality of Dam Land and Terrace in Loess Plateau[D]. Yangling: Northwest Agricultural and Forestry University, 2008.]
- [25] Liang D, Fu B, Lv Y, *et al.* Effects of retired steep-land afforestation on soil properties: A case study in the Loess Plateau of China[J]. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*, 2012, 62(6): 547-555.
- [26] Fryirs K A, Brierley G J, Preston N J, *et al.* Buffers, barriers and blankets: The (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades[J]. *Catena*, 2007, 70(1): 49-67.
- [27] Mayor Á G, Bautista S, Small E E, *et al.* Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography: A tool for assessing potential water and soil losses in drylands[J]. *Water Resources Research*, 2008, 44(10): 2183-2188.
- [28] Imeson A C, Prinsen H A M. Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscapes in Spain[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2004, 104(2): 333-342.
- [29] Pimentel D, Kounang N. Ecology of soil erosion in ecosystems [J]. *Ecosystems*, 1998, 1(5): 416-426.
- [30] Telles T S, Dechen S C F, Souza D E, *et al.* Valuation and assessment of soil erosion costs[J]. *Scientia Agricola*, 2013, 70(3): 209-216.
- [31] 肖寒, 欧阳志云, 赵景柱, 等. 海南岛生态系统土壤保持空间分布特征及生态经济价值评估[J]. *生态学报*, 2000, 20(4): 552-558. [Xiao H, Ouyang Z Y, Zhao J Z, *et al.* The spatial distribution characteristics and eco-economic value of soil conservation service of ecosystems in Hainan Island by GIS[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(4): 552-558.]
- [32] 张晓明, 曹文洪, 周利军. 泥沙输移比及其尺度依存研究进展[J]. *生态学报*, 2014, 34(24): 7475-7485. [Zhang X M, Cao W H, Zhou L J. Progress review and discussion on sediment delivery ratio and its dependence on scale[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(24): 7475-7485.]
- [33] 杨孟, 李秀珍, 杨兆平, 等. 岷江上游小流域景观格局对土壤侵蚀过程的影响[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(11): 2512-2519. [Yang M, Li X Z, Yang Z P, *et al.* Effects of sun-watershed landscape patterns at the upper reaches of Minjiang River on soil erosion[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(11): 2512-2519.]
- [34] 景可, 师长兴. 流域输沙模数与流域面积关系研究[J]. *泥沙研究*, 2007, (1): 17-23. [Jing K, Shi C X. Study on the relationship between sediment yield and drainage area[J]. *Journal of Sediment Research*, 2007, (1): 17-23.]
- [35] 师长兴. 长江上游输沙尺度效应研究[J]. *地理研究*, 2008, 27(4): 800-810. [Shi C X. Scaling effects on sediment yield in the upper Yangtze River[J]. *Geographical Research*, 2008, 27(4): 800-810.]
- [36] 李林育, 焦菊英, 陈杨. 泥沙输移比的研究方法及成果分析[J]. *中国水土保持科学*, 2009, 7(6): 113-122. [Li L Y, Jiao J Y, Chen Y. Sediment delivery ratio in different spatial scale watershed in Loess Hill-gully Region[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2013, 33(6): 1-8.]
- [37] 刘宇, 吴炳方, 曾源, 等. 耦合过程和景观格局的土壤侵蚀水环境影响评价[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(9): 2581-2589. [Liu Y, Wu B F, Zeng Y, *et al.* Assessment of the impacts of soil erosion on water environment based on the integration of soil erosion process and landscape pattern[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(9): 2581-2589.]

- [38] Li Y, Poesen J, Yang J C, *et al.* Evaluating gully erosion using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}/^{137}\text{Cs}$ ratio in a reservoir catchment[J]. *Soil & Tillage Research*, 2003, 69(S1-2): 107-115.
- [39] Zhao G, Kondolf G M, Mu X, *et al.* Sediment yield reduction associated with land use changes and check dams in a catchment of the Loess Plateau, China[J]. *Catena*, 2017, 148: 126-137.

Assessing the delivery of soil erosion control benefits at the watershed level following the WATEM/SEDEM concept

LIU Yu¹, TENG Jiakun^{1,2}

(1. Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, 100101 Beijing, China;

2. School of Environment and Resource, Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China)

Abstract: Soil erosion and sediment delivery occurs widely in terrestrial environments. It has on-site and off-site environmental and social-economic effects. Soil erosion control provides various benefits for human beings, such as prevention of soil productivity loss, and reducing impoundment of reservoirs. For a land plot, the off-site benefits of soil erosion control is equal to the reduction of sediment export. Previously, assessments of off-site benefits of soil erosion control mostly rely on estimation of on-site soil retention, which is equal to the difference between estimated actual soil erosion and soil erosion without any prevention measures, and an invariant sediment delivery ratio (SDR). The scale effect of SDR and its correlation with the spatial and temporal variation of watershed characteristics and driven factors, such as spatial variation of rainfall regime, are often ignored. Consequently, quantitative and spatially explicit evaluations of soil erosion control benefits (SECB) and delivery across space are missing. For these reasons, an approach following the framework of WATEM/SEDEM model combining soil erosion and sediment delivery was developed to assess SECB provision and delivery over watershed. This approach integrates the on-site soil erosion prevention and reduction of sediment delivery. A case study was conducted in the Nianzhuang Watershed on the Loess Plateau. The SECB balance and spatial pattern in this loess watershed in the Hilly and Gully Area of the Loess Plateau was assessed. Based on the grid-cell-based modelling, the SECB import and export for each land use type were quantified and mapped. This approach identifies SECB supply areas and external beneficiary areas. In addition, it has potential to link SECB supply areas with beneficiary areas of SECB in a quantitative and spatially explicit way. Thanks to its spatial explicit feature, this approach is capable of serving the location-specific payments for ecosystem services provision.

Key words: soil erosion; sediment delivery; soil erosion control benefit; WATEM/SEDEM model; Loess Plateau