

基于 InVEST 模型的北京山区土壤侵蚀模拟

周彬¹, 余新晓¹, 陈丽华¹, 张振明², 吕锡芝¹, 范敏锐¹

(1. 水土保持与荒漠化防治教育部重点实验室 北京林业大学, 北京 100083; 2. 北京林业大学 自然保护区学院, 北京 100083)

摘要: 为客观认识北京山区森林生态系统的土壤保持功能, 基于北京山区森林资源二类调查, 应用 InVEST 模型对北京山区土壤侵蚀状况进行模拟研究, 并重点探讨不同森林类型土壤保持功能的大小。结果表明: 该模型适用于北京山区的土壤侵蚀模拟, 北京山区林地地下总的土壤侵蚀量为 176 万 t, 平均保持土壤能力为 220 t/hm²。各森林类型的保持土壤能力均较高, 其中天然混交针叶林保土能力最高, 为 335 t/hm², 其次是天然侧柏林, 为 297 t/hm², 而最小的是人工落叶松林, 为 148 t/hm²。

关键词: 北京山区; 森林类型; 土壤侵蚀

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2010)06-0009-05

Soil Erosion Simulation in Mountain Areas of Beijing Based on InVEST Model

ZHOU Bin¹, YU Xin-xiao¹, CHEN Li-hua¹, ZHANG Zhen-ming², LÜ Xi-zhi¹, FAN Min-rui¹

(1. Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Desertification Combating of Ministry of Education, School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2. College of Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: To comprehensively evaluate different types of forest ecosystem effects on soil conservation in mountain areas of Beijing, the soil erosion in this areas was simulated using InVEST (The Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Tool) model with the data of Beijing Forest resources inventory, and emphasis was placed on impacts of different forest types. Results showed that the model was applicable to soil erosion simulation in mountain areas of Beijing, and the total of soil erosion was 1.76 million tons, the average soil conservation capacity was 220 t/hm². All forest types of soil retention capacity were high in mountain areas of Beijing, and the highest soil retention capacity was 335 t/hm² in natural mixed coniferous forest, the second one was 297 t/hm² in nature arborvitae, while the smallest one is 148 t/hm² in the artificial larch.

Key words: Beijing mountain area; forest type; soil erosion

土壤侵蚀是自然的过程, 但过量的土壤侵蚀将导致土壤层变薄, 肥力衰退, 储蓄水能力降低, 从而导致耕地荒芜、气候恶劣、生态环境恶化等自然灾害^[1], 目前, 土壤侵蚀已成为全球范围内主要的环境问题之一。北京山区的土壤侵蚀问题也较为严重^[2], 据北京市水土流失监测公报数据, 2004 年北京山区土壤侵蚀面积 4 089 km², 占到了北京山区总面积的 39%^[3]。而在我国水土保持功能的研究中, 主要是以植被覆盖度来评价植被的水土保持功能^[4], 为了进行区域的土壤侵蚀评价和预报, 一些研究者已结合区域实际情况, 采用 USLE 方程的形式, 建立了各自的坡面土壤侵蚀预报模型^[5-15]。因此定量评价这些森林植被的土壤保持

能力, 对于客观认识北京山区不同森林类型的生态服务功能具有重要意义。本文应用 InVEST 模型, 在综合考虑地形、植被、土壤和土地利用等因素的基础上, 模拟北京山区各流域的土壤侵蚀过程, 研究北京山区不同森林类型的土壤保持功能的差异状况。

1 研究区概况

北京市位于华北平原, 地理坐标为北纬 39°28′ - 41°05′, 东经 115°25′ - 117°30′。西部属太行山脉, 北部和东部属燕山山脉, 自西、北、东三面环抱北京, 是北京重要的生态屏障。山区外露的基岩, 包括从新生代到太古代的绝大部分岩层和不同时期的火成岩, 地

收稿日期: 2010-05-01

资助项目: 林业公益性行业科技专项经费项目(200804022)

作者简介: 周彬(1986-), 男(壮族), 硕士, 主要从事水土保持和森林生态方面研究。E-mail: zhoubin_shb@bjfu.edu.cn

通信作者: 余新晓(1961-), 男, 甘肃省平凉市人, 教授, 博士生导师, 从事水土保持及森林生态水文方面的研究。E-mail: yuxinxiao111@126.com

质构造比较复杂,平原部分,大多被第四纪沉积物所覆盖。北京市地貌类型复杂,植物多样,气候垂直差异性明显。多年平均降水量 600 mm,属暖温带半湿润大陆性季风气候。山区面积 1.04 万 km²,占全市国土总面积的 62%。北京山区主要优势树种有油松(*Pinus tabulaeformis*)、侧柏(*Platycladus orientalis*)、桦树(*Betula allegansis*)、栎类(*Quercus sp pi*)、山杨(*Populus davidiana*)和其它阔叶树等。

2 研究方法数据来源

2.1 模型的构建

InVEST 模型(The Integrate Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Tool)是由美国斯坦福大学、世界自然基金会和大自然保护协会联合开发的生态系统服务功能评估工具。本文拟利用 InVEST 中的土壤保持模型评估不同森林类型的土壤保持能力,该土壤保持模型主要用于评估不同土地利用类型上的年平均土壤保持量,模型驱动所需数据主要分为:地形数据、土壤侵蚀属性数据、土壤属性数据和土地利用/覆被数据等。

(1) 地形数据来源于研究区 90 m 精度的 DEM,运用 ArcGIS 软件对 DEM 进行投影转换,切取和填洼处理,结果如图 1 所示。

(2) 一般将降雨总动能 E 和最大 30 min 雨强 I_{30} 的乘积 $E \times I_{30}$ 作为降雨侵蚀力指标。

$$R= E \times I_{30}= (210+ 89lg I_{30}) \times I_{30}$$

式中: E ——降雨动能; I_{30} ——30 min 最大降雨强度; R ——降雨侵蚀力。

降雨侵蚀力指数在计算的过程中涉及到降雨过程资料,在实际应用中具有一定的局限性。因此,本研究直接利用北京市水务局根据 2004 年 34 个水文站的日雨量资料,计算出的年平均降雨侵蚀力值^[16-17],降雨侵蚀力数据如表 1 所示,通过反距离插值法插值得到北京山区 2004 年降雨侵蚀力的分布图^[18],如图 2 所示。北京山区年降雨侵蚀力 R 值的分布与年降雨量分布近似,北部块状山地和西部条状山地所组成的弧形山脉区 R 值较高,由东南向西北方向递减,其中 R 值最高区分布在东北平谷将军关、大华山一带。北京山区 R 值的最低值区主要位于弧形山脉西北面的背风坡区。

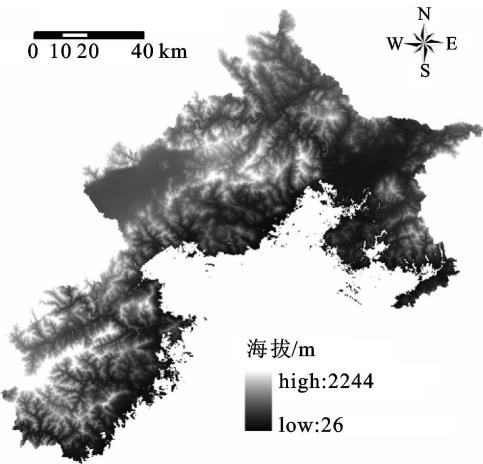


图 1 北京山区 DEM

表 1 不同站点降雨侵蚀力 R 值

站点	经度/(°)	纬度/(°)	R	站点	经度/(°)	纬度/(°)	R
白河堡	116.20	40.67	1875	四海	116.40	40.52	3527
大安山	115.78	39.88	5381	松林闸	116.35	39.95	2239
大庄科	116.67	40.30	1792	苏庄	116.75	40.07	1047
番字牌	116.88	40.73	2725	汤河口	116.63	40.73	2312
凤河营	116.68	39.60	2886	通县	116.65	39.93	1432
怀柔	116.62	40.30	3654	王家园	116.08	40.25	2412
将军关	117.32	40.28	3964	西峪	117.07	40.30	3049
喇叭沟门	116.62	40.90	2048	霞云岭	115.73	39.73	2952
良乡	116.00	39.73	2216	下会	117.17	40.62	2398
琉璃河	116.00	39.60	3710	延庆	115.97	40.45	2399
卢沟桥	116.22	39.87	2287	雁翅	115.88	40.03	1365
南各庄	116.40	39.50	2169	遥桥峪	117.38	40.63	2110
平谷	117.12	40.13	2623	榆林庄	116.78	39.80	1564
浦洼	115.50	39.73	561	斋堂	115.70	39.97	1137
三家店	116.10	39.97	4306	张家坟	116.78	40.62	4115
十三陵	116.27	40.25	2419	张山营	115.85	40.48	2065
顺义	116.63	40.12	2186	赵村	116.23	39.58	3093

注: 降雨侵蚀力 R 的单位: $MJ \cdot mm / (hm^2 \cdot h \cdot a)$ 。

(3) 同时考虑到本区域的土壤可蚀性 K 值已有专门研究成果,因而采用前人成果制定^[16-17]。根据土

壤数据中包含的土壤类别、名称及其分布图,然后将土壤类别与土壤可蚀性数据联系起来,生成土壤可蚀

性分布图。土壤可蚀性因子 K 反映了在其他条件都相同的情况下, 土壤本身性质不同所引起的侵蚀量差异。在数值上等于标准小区单位降雨侵蚀力下的土壤侵蚀量。 K 的估算公式如式(1)。

$$K = \frac{2.1 \times 10^{-4} (12 - O) M^{1.14} + 3.25 \times (S - 2) + 2.5 \times (P_i - 3)}{100} \times 0.1317 \quad (1)$$

式中: K ——土壤可蚀性因子 $[(t \cdot \text{hm}^2) / (\text{MJ} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{mm})]$; O ——有机质含量的百分数; M ——土壤颗粒级配参数; S ——土壤结构等级; P_i ——渗透等级。通过计算, 得到北京山区主要土壤类型的可蚀性数据, 其数据和分布图分别如表 2 和图 3 所示。

(4) 森林类型的区划。森林类型是北京山区森林在景观尺度上可分辨的相对同质单位, 是研究森林景观空间格局的基础。根据北京山区土地利用区划结果和研究需要, 对山区森林景观类型作了进一步的划分, 具体步骤是根据所选取的 1: 5 万森林分布图的分辨率, 选择以景观基质层特征为主, 即重点考虑森林优势树种, 并结合地类、起源进行森林景观类型划分, 将北京山区的森林景观划分为下列 18 种森林景观类型。具体的分类统计结果见表 3 所示。

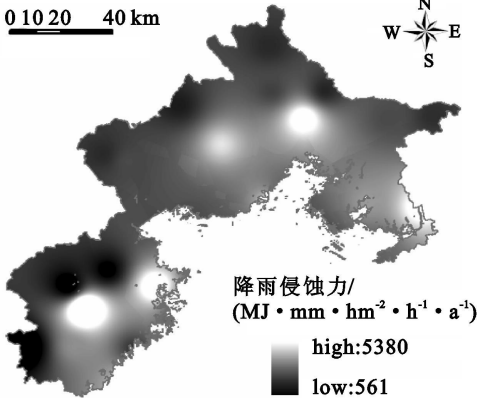


图 2 降雨侵蚀力

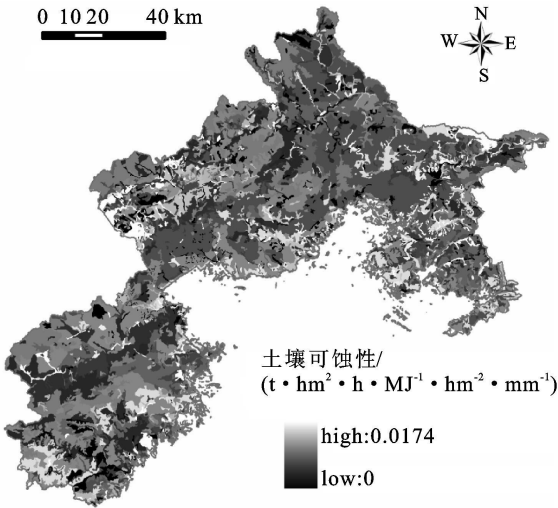


图 3 土壤可蚀性

(5) 田间覆盖与管理因子值是指一定条件下, 有植被覆盖或实施田间管理的土地土壤流失总量与实施清耕的连续休闲地土壤流失总量的比值, 为无量纲数, 介于 0~1 之间。在北京山区, 主要的土地利用是荒草地和林地, 同时有少量的坡耕地。分析得到田间覆盖与管理因子值 C 与植被覆盖度的关系式^[12-13] 式(2)。

$$C = 0.988e^{-0.11R_v} \quad (2)$$

式中: C ——荒草地植被覆盖与管理因子; R_v ——植被覆盖度(%)。通过该关系式即可计算不同森林景观类型的田间覆盖与管理因子 C 值。

(6) 北京山区常用的坡面工程措施有水平梯田、鱼鳞坑、树盘和水平条, 其值 P 值如表 4 所示。

表 2 不同土壤类型土壤可蚀性 K 值

$t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} / (\text{MJ} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{mm})$

土壤名称	K - 小区修正	土壤名称	K - 小区修正	土壤名称	K - 小区修正
硅质岩类山地草甸土	0.0128	酸性岩类淋溶褐土	0.0102	砂质冲积物潮土	0.0040
酸性岩类山地草甸土	0.0111	硅质岩类淋溶褐土	0.0112	壤质冲积物潮土	0.0097
基性岩类棕壤	0.0123	泥质岩类淋溶褐土	0.0079	黏质冲积物潮土	0.0108
碳酸盐岩类棕壤	0.0123	基性岩类淋溶褐土	0.0084	湿潮土	0.0100
基性岩类	0.0129	碳酸盐岩类淋溶褐土	0.0127	苏打盐潮土	0.0040
硅质盐类粗骨棕壤	0.0079	洪积冲积物普通褐土	0.0174	潮土性水稻土	0.0130
酸性岩类粗骨棕壤	0.0042	洪积物普通褐土	0.015	风砂土	0.0040
基性岩粗骨棕壤	0.0121	黄土质普通褐土	0.0147	硅质岩类粗骨褐土	0.0096
冲积物褐土性土	0.0060	红黄土质普通褐土	0.0166	酸性岩类粗骨褐土	0.0126
堆垫物褐土性土	0.0118	复碳酸盐普通褐土	0.0143	碳酸盐岩类粗骨褐土	0.0160
洪积冲积物褐土性土	0.0091	红黏土质普通褐土	0.0116	泥质岩类碳酸盐褐土	0.0157
轻壤质潮褐土	0.0132	酸性岩类褐土	0.0067	基性岩类碳酸盐褐土	0.0146
菜园潮褐土	0.0077	硅质岩类褐土	0.0166	碳酸盐岩类碳酸盐褐土	0.0141
冲积物褐潮土	0.0171	泥质岩类褐土	0.0042		
菜园褐潮土	0.0148	碳酸盐岩类褐土	0.0112		

表 3 北京山区森林景观区划结果

森林类型	起源	优势树种	小班数/个	面积/hm ²	面积所占比例/%
针叶纯林	天然	油松 P01	344	4371.59	0.91
		侧柏 P02	912	22256.57	4.64
	人工	油松 P03	4733	56568.40	11.80
		落叶松 P04	458	7116.03	1.48
		侧柏 P05	3241	44892.51	9.37
阔叶纯林	天然	柞树 P06	3356	96898.58	20.22
		桦树 P07	320	11145.22	2.33
		山杨 P08	522	11412.58	2.38
		其他阔叶 P09	958	21235.44	4.43
	人工	柞树 P10	633	11358.37	2.37
		刺槐 P11	1045	11654.77	2.43
		杨树 P12	1934	9539.56	1.99
		其他阔叶 P13	503	4893.23	1.02
混交林	天然	经济林 P14	9170	108471.86	22.64
		针叶 P15	159	3884.42	0.81
	人工	阔叶 P16	542	12984.98	2.71
		针叶 P17	2070	31793.00	6.63
		阔叶 P18	568	8732.26	1.82

表 4 工程措施因子

工程措施	鱼鳞坑	水平条	输盘	梯田
工程措施因子 P	0.08	0.09	0.04	0.095

2.2 模型计算

(1) 首先需要在地形和气候条件下,应用 USLE 方程计算潜在土壤流失。在 USLE 方程应用过程中,要注意两个关键的关系,第一是降雨强度高的地方,土壤颗粒易于被径流剥离;第二是土壤含沙量大的地方,土壤颗粒也易于被径流剥离。USLE 方程^[19-20]如式(3)。

$$USLE = R \times K \times LS \times C \times P \tag{3}$$

式中: R ——降雨侵蚀力[MJ · mm/(hm² · h · a)];
 K ——土壤可蚀性[t · hm² · h/(hm² · MJ · mm)];
 LS ——坡度长因子; C ——作物/植被覆盖和管理因子; P ——工程措施因子。

(2) 方程中,坡度坡长因子是最为重要的参数。坡度坡长因子反映了坡度与地表状况之间的关系,它本质上是雨滴或泥沙流动直到能量消失为止的距离,用与标准侵蚀小区(坡度为 9%,坡长为 22.12 m)的比值来表示。通常情况下,坡度越陡,坡长越长,则越容易发生侵蚀危害。模型对于不同坡度,能自动计算坡度坡长因子的值。本研究将边坡域值设为 25°,当坡度小于边坡域值时,坡度坡长的计算方法如式(4):

$$LS = \left(\frac{F_a \times C_s}{22.13} \right)^n \left[\left(\frac{\sin(s \times 0.01745)}{0.09} \right)^{1.4} \right] \times 1.6 \tag{4}$$

式中: F_a ——汇水累积阈值; C_s ——栅格大小; s ——坡度; n ——与坡度相关的参数。

$$n = \begin{cases} 0.5 & s \geq 5\% \\ 0.4 & 3.5\% < s < 5\% \\ 0.3 & 1\% < s \leq 3.5\% \\ 0.2 & s \leq 1\% \end{cases}$$

式中: s ——坡长(%)
当坡度大于边坡域值时,坡度坡长的计算方法如式(5)^[21]。

$$LS = 0.08\lambda^{0.35}s^{0.6} \tag{5}$$

$$\lambda = \begin{cases} C_s & \text{流向} = 1, 4, 16, 64 \\ 1.4 \times C_s & \text{其他流向} \end{cases}$$

式中: C_s ——栅格大小; s ——坡度。

(3) 最后,对于不同森林类型潜在土壤侵蚀的评估,通过与裸地的潜在土壤侵蚀进行比较而得到。裸地土壤潜在侵蚀量计算方法如式(6)。

$$RKLS = R \times K \times LS \tag{6}$$

则不同森林类型的潜在土壤保持能力等于 RKLS 减去 USLE。

3 结果与分析

3.1 不同森林类型的实际土壤流失量

潜在水土流失是指在没有植被的裸地下的土壤流失量,它只与地形、土壤和降雨特征相关。InVEST 模型计算得到的最大单位面积潜在流失量为 2 万 t/hm²,总的潜在流失量 9 620 万 t。

实际土壤流失指在土地利用/覆被和工程措施的作用下产生的土壤流失。根据 InVEST 模型推算结果,对生成的栅格图按不同森林类型进行分区统计,

得到结果如表 4 所示。北京山区林地共产生土壤流失 176.5 万 t, 其中经济林最大, 为 43.3 万 t; 人工其他阔林最小, 为 0.7 万 t。而单位面积上流失量最大的是人工混交针叶林(8.18 t/hm²), 最小的是人工刺槐林(1.53 t/hm²)。

3.2 不同森林类型的土壤保持能力

潜在土壤流失量减去实际土壤流失量即为不同森林类型的土壤保持能力。北京山区森林类型主要为经济林、天然柞树林和人工油松林。模型推算结果如图 4。尽管天然混交针叶林面积最小, 但其单位面积土壤保持能力最高, 为 335 t/hm²。经济林面积最大, 但由于人为干扰严重, 所以单位面积土壤保持能力并不高(275 t/hm²)。天然侧柏和人工侧柏林的保土能力都比较高, 分别为 297 t/hm² 和 257 t/hm², 而人工落叶松林的保土能力最小, 为 148 t/hm²。可见, 北京山区森林的土壤保持功能基本得到发挥, 但是仍具有继续提高的空间。

表 4 不同森林类型实际土壤流失量

森林类型	平均流失量/ (t·hm ⁻²)	最大流失量/ (t·hm ⁻²)	总流失量/t
P01	3.94	140.08	17226.21
P02	4.55	358.92	101265.84
P03	4.09	745.80	231136.79
P04	3.18	222.79	22635.52
P05	1.93	415.69	86439.18
P06	2.95	552.64	285742.28
P07	2.59	192.62	28837.25
P08	2.51	153.31	28594.68
P09	3.12	315.98	66278.78
P10	2.22	143.60	25226.14
P11	1.53	106.22	17778.30
P12	2.48	410.09	23667.36
P13	1.58	175.26	7734.24
P14	4.00	439.21	433359.18
P15	5.18	396.40	20102.88
P16	3.28	266.72	42591.38
P17	8.18	998.05	259917.95
P18	7.61	521.70	66494.68

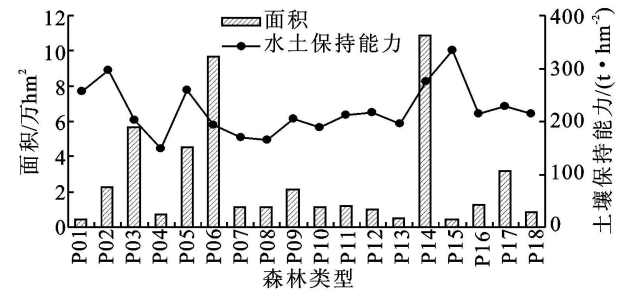


图 4 不同森林类型面积和土壤保持能力

4 结论

InVEST 模型的引入, 为北京山区流域的水土保

持研究和管理提供了有用的工具, 它独特的运行控制方式也为我国生态模型的研制开发开拓了视野。

(1) 由于 InVEST 模型是以年为单位的模拟, 所以 InVEST 较适用于大尺度的生态服务功能评估。

(2) InVEST 模型是在国外数据条件下开发的。因此在应用时需要将模型的数据库部分进行修改, 特别是建立自己的降雨侵蚀力数据库和土壤可蚀性数据库。

(3) 基于 InVEST 模型的模拟结果, 应用 ArcGIS 的空间分析功能, 分析了北京山区 2004 年不同森林类型的土壤侵蚀状况。结果表明: 北京山区林地下年土壤侵蚀量为 176 万 t, 平均保土能力为 220 t/hm²。各森林类型的土壤保持能力均较高, 其中天然混交针叶林保土能力最高, 为 335 t/hm², 其次是天然侧柏林, 为 297 t/hm², 而最小的是人工落叶松林, 为 148 t/hm²。

综上, InVEST 模型能够较好地评估北京山区的土壤侵蚀状况。为北京山区土壤侵蚀研究提供了科学工具。InVEST 模型的功能, 除了本文介绍的之外, 还能进行栖息地质量、流域径流量和面源污染等方面的分析研究, 从而为利用 InVEST 模型对北京山区生态服务功能管理决策打下良好基础, 是一个十分值得推广的生态服务功能评估模型。

参考文献:

[1] 赵忠海. 北京市密云水库北部地区土壤侵蚀情况的遥感调查[J]. 地质灾害与环境保护, 2005, 16(4): 387-390.

[2] 符素华, 段淑怀, 李永贵, 等. 北京山区土地利用对土壤侵蚀的影响[J]. 自然科学进展, 2002, 12(1): 108-112.

[3] 王晓燕, 郭芳, 蔡新广, 等. 密云水库潮白河流域非点源污染负荷[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16(1): 31-33.

[4] 韦红波, 李锐, 杨勤科. 我国植被水土保持功能研究进展[J]. 植物生态学报, 2002, 26(4): 489-496.

[5] 张宪奎, 许靖华, 卢秀琴, 等. 黑龙江省土壤流失方程的研究[J]. 水土保持通报, 1996, 16(4): 1-18.

[6] 杨子生. 滇东北山区坡耕地土壤流失方程研究[J]. 水土保持通报, 1999, 19(1): 1-9.

[7] 林素兰, 黄毅, 聂振刚, 等. 辽北低山丘陵区坡耕地土壤流失方程的建立[J]. 土壤通报, 1997, 28(6): 251-253.

[8] 黄炎和, 卢程隆, 付勤, 等. 闽东南土壤流失预报研究[J]. 水土保持学报, 1993, 7(4): 13-18.

[9] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 等. 福建省土壤流失预报研究[J]. 水土保持学报, 1995, 9(1): 25-30, 36.

[10] 牟金泽, 孟庆枚. 降雨侵蚀土壤流失预报方程的研究[J]. 中国水土保持, 1983(6): 23-27.

[11] 蔡强国, 陆兆熊, 王贵平. 黄土丘陵沟壑区典型小流域侵蚀产沙过程模型[J]. 地理学报, 1996, 51(2): 108-116.

区,生态环境脆弱,因此剥离物排弃过程中,严格执行排弃方案,考虑排土场的土壤重构,杜绝排弃的随机性,特别是把养分含量极低的泥岩^[15]、第四纪红土排弃在表层,给复垦带来很大的困难,引发严重的侵蚀。

(3) 无论对于井工矿还是露天矿,在开采过程中,必须具有可执行的水土保持方案,如对于井工矿,考虑闭坑后煤矸石的回填,增加支柱,放顶等措施来减少后期的沉陷侵蚀等,对于露天矿在剥离物排弃过程中就要考虑土壤剖面的重构,利于植被的恢复,这些与复垦相关的应该加入采矿程序中,严格执行,避免末端治理。

(4) 矿区植物措施是最经济有效的,但对于矿区特殊基质中植被的抗蚀抗冲性研究很少,特别是根系的力学机制,因为根系的形态建成受环境的影响,作为对风、雨、摩擦接触,以及土壤阻抗的响应,根系的形态会发生变化,可能会对提高植物的锚固作用^[16-17],而矿区的复垦基质复杂多变,与原地貌有很大的差别,因此应加强矿区复垦植被的固土力学机制研究。

参考文献:

[1] 王治国,白中科.黄土区大型露天矿排土场岩土侵蚀及其控制技术的研究[J].水土保持学报,1994,8(2):10-17.

[2] 白中科,王治国,赵景逵,等.安太堡露天煤矿水土流失特征与控制[J].煤炭学报,1997,22(5):542-546.

[3] 李珍存,张峰,罗进选,等.ETM+ SPOT 5 融合卫星影像在矿区水土流失调查中的应用[J].中国水土保持,2006(12):50-51.

[4] 尤扬,刘钦甫,蔡将军.基于GIS和遥感的山西保德矿区土壤侵蚀研究[J].河北工程大学学报:自然科学版,2009,26(1):81-84.

[5] 王宁涛,陈植华,黄承忠.基于RS和GIS的矿区水土流

失定量监测方法研究[J].中国水土保持,2008(7):37-40.

[6] 倪含斌,张丽萍,张登荣.模拟降雨试验研究神东矿区不同阶段堆积弃土的水土流失[J].环境科学学报,2006,26(12):2065-2071.

[7] 周跃,王洁,付玉宾,等.矿区废石场覆土层垂直侵蚀特征的初步分析[J].昆明理工大学学报:理工版,2007,32(1):97-101.

[8] 魏忠义,白中科.露天矿大型排土场水蚀控制的径流分散概念及其分散措施[J].煤炭学报,2003,28(5):486-490.

[9] 魏忠义,胡振琪,白中科.露天煤矿排土场平台堆状地面土壤重构方法[J].煤炭学报,2001,26(1):18-21.

[10] 吕春娟,矿区排土场岩土侵蚀特征及植被恢复的水保效应[D].太谷:山西农业大学,2004:23-28.

[11] 董铁狮,党宏忠,赵雨森,等.黑龙江省东部水源区植被土壤水源涵养功能分析[J].水土保持通报,2005,25(5):28-36.

[12] 孙艳红,张洪江,程金花,等.缙云山不同林地类型土壤特性及其水源涵养功能[J].水土保持学报,2006,20(2):106-109.

[13] 韩武波,黄土区大型露天矿排土场水独特征及水土安全评价[D].山西太谷:山西农业大学,2003.

[14] 李慧峰,黄土区大型露天煤矿复垦过程中土壤肥力质量演变研究[D].山西太谷:山西农业大学,200:36-37.

[15] 张伟敏,李秀峰,王熠青,等.浅谈霍林河露天煤矿土地复垦[J].内蒙古林业科技,2009,35(3):60-62.

[16] Jaffe M J, Forbes S. Thigmomorphogenesis, the effect of mechanical perturbation on plants[J]. Plant Growth Regulation, 1993, 12: 313-324.

[17] Telewski F W. Wind-induced physiological and developmental response in trees[M] // Coutts M, Grace J . Wind and wind related damaged to trees. Cambridge: Cambridge University Press, 1995: 237-263.

(上接第13页)

[12] 李斌,张金屯.基于GIS的黄土高原不同植被区土壤侵蚀研究[J].农业环境科学学报,2010,29(1):134-138.

[13] 齐晓君,王恩德,贾三石.基于GIS和RS的抚顺市土壤侵蚀动态研究[J].东北大学学报:自然科学版,2008,29(9):1342-1345.

[14] 秦伟,朱清科,张岩.基于GIS和RUSLE的黄土高原小流域土壤侵蚀评估[J].农业工程学报,2009,25(8):157-163.

[15] 耿豪鹏,潘保田,王超,等.基于GIS与USLE的榆中县土壤侵蚀[J].兰州大学学报:自然科学版,2009,45(6):8-13.

[16] 毕小刚,段淑怀,李永贵,等.北京山区土壤流失方程探讨[J].中国水土保持科学,2006,4(4):6-13.

[17] 毕小刚.北京山区坡面土壤流失方程研究[D].北京:北京林业大学,2007.

[18] 赵文武,傅伯杰,郭旭东.多尺度土壤侵蚀评价指数的技术与方法[J].地理科学进展,2008,27(2):47-52.

[19] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains [S]. USDA Agricultural Handbook, No. 282. 1965.

[20] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses[S]. USDA Agricultural Handbook No. 537. 1978.

[21] Huang Yanhe, Lu Chenglong. Advances in the application of the Universal Soil Loss Equation (USLE) in China[J]. Journal of Fujian Agricultural College : Natural Science Edition, 1993, 22(1):73-77.