

绿化植物的生活型对边坡植被物种多样性及护坡性能的影响

潘声旺¹ 胡明成¹ 罗竞红¹ 吴云霄^{2*}

¹ (成都大学城乡建设学院, 成都 610106)

² (延安大学生命科学学院, 陕西延安 716000)

摘要: 为了探讨绿化植物生活型构成对边坡植被物种多样性及护坡性能的影响, 揭示生活型构成-群落特征-物种多样性-生态系统功能间的内在联系, 借助三物种组装实验, 分别构建以草本、灌木或乔木为主体的草本型(HHX_i)、灌木型(SSX_i)、乔木型(AAX_i)或草-灌-乔混合型(HSA)配置模式的实验小区, 对实验区内边坡植被的群落特征、护坡性能进行持续4年的生态监测。结果表明: (1)边坡植被的物种丰富度与绿化植物生活型构成有关, AAX_i的物种丰富度总体高于其他模式, 呈AAX_i > SSX_i > HSA > HHX_i趋势。(2)不同配置模式边坡植被的群落盖度不一样, 年际间差异显著: 建坪初期(2010–2011年), HHX_i的群落盖度远高于其他模式, HSA次之, AAX_i最低; 2012–2013年间, HSA的群落盖度最高, HHX_i次之, AAX_i最低。(3)边坡植被的Shannon-Wiener指数、Pielou指数与绿化植物生活型构成有关, 其变化规律与群落盖度类似: 建坪初期, HHX_i的多样性水平远高于其他模式, 呈HHX_i > HSA > SSX_i > AAX_i趋势; 之后, 呈HSA > HHX_i > SSX_i > AAX_i趋势。(4)边坡植被的护坡性能与群落内的物种多样性密切相关: 多样性水平越高, 护坡性能越强。可见, 在生态护坡过程中, 绿化植物生活型构成对提高边坡植被物种多样性、改善护坡性能至关重要。

关键词: 群落特征, 物种丰富度, Shannon-Wiener指数, Pielou指数, 生态系统功能

Effects of rehabilitation species on slope vegetation diversity and soil and water conservation

Shengwang Pan¹, Mingcheng Hu¹, Jinghong Luo¹, Yunxiao Wu^{2*}

¹ College of Urban and Rural Construction, Chengdu University, Chengdu 610106

² College of Life Sciences, Yan'an University, Yan'an, Shaanxi 716000

Abstract: The influence of rehabilitation species on slope vegetation species diversity and soil erosion and surface runoff was evaluated. A series of three-species assembly experiments were conducted on 108 plots in four different ecological modes: arbor type (AAX_i), shrub type (SSX_i), herb type (HHX_i) and herb-shrub-arbor mixed type (HSA). Surface runoff and soil erosion were surveyed during the rainy season. Results indicated that species richness was closely associated with rehabilitation species' life form. Species richness was highest in the arbor plots, followed by the shrub, and finally herb plots. The longer the period of turf-establishment the more obvious this life-form trend was. The composition of rehabilitation species in slope ecosystems significantly affected community characteristics, including cover and plant species diversity (i.e., Shannon-Wiener index and Pielou index) and fluctuated with the age of the vegetation in the plot. From 2010 to 2011 the variation in species diversity was as follows: HHX_i > HSA > SSX_i > AAX_i and from 2012 to 2013 it was: HSA > HHX_i > SSX_i > AAX_i. Across the study period, indices of species diversity were closely related to soil erosion and water runoff with coefficients of determination greater than 0.951. Species diversity was inversely correlated to runoff and erosion. Overall, rehabilitation species' life form significantly affects species diversity and soil erosion and surface runoff, thus selection of optimal rehabilitation species

收稿日期: 2014-06-06; 接受日期: 2015-03-11

基金项目: 国家自然科学基金项目(31300439)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yxwu@swu.edu.cn

and community associations is necessary for slope ecosystems to improve ecosystem functioning and to control soil and water loss.

Key words: community characteristics, species richness, Shannon-Wiener index, Pielou index, ecosystem function

公路建设过程中, 因人为开挖、工程填方所形成的裸露边坡一直是公路沿线水土流失的主要源头(Xiao *et al.*, 2009; 江源等, 2011), 也是路域景观建设中亟需解决的问题。借助乡土植物的生态优势, 在裸露边坡上重建边坡植被的生态护坡技术是改善路域景观、减少水土流失的重要途径(Huang *et al.*, 2013; Lee & Hencher, 2015)。在恢复生态学理论指导下, 公路边坡植被防护经历了一个从简单绿化到重视生态条件改善、从单纯播种草本植物到草灌(乔)混合群落建植的转变过程(Ville *et al.*, 2014)。研究表明, 草灌(乔)混合群落地上茎叶对雨滴的分层拦截和缓冲作用、地下根系对土壤的加筋和锚固作用有利于减少坡面水土流失、增强坡体稳定性(郑煜基等, 2007; Wang *et al.*, 2012)。因灌(乔)木生长缓慢, 需配置草本植物以控制早期的土壤侵蚀; 但是, 由于草本植物在建植初期生长过旺, 草本和灌(乔)木间竞争激烈, 易导致灌(乔)木的生长受到抑制, 甚至被完全淘汰(陶岩等, 2011; Bae *et al.*, 2015)。如何建立结构合理的植物群落, 缩短人工植被的演化进程, 形成以本地野生植物为优势种的稳定植物群落, 一直是生态护坡过程中的技术难题。

重建后的植被群落是否稳定、能否实现自然演替是衡量边坡植被恢复成功与否的重要标志(Gazol & Ibáñez, 2010; Mlambo *et al.*, 2014)。我国在植被恢复方面的研究虽有10余年历史, 但多数研究仅局限于绿化植物的选择与配置对边坡植被护坡效益的影响等方面(李妮等, 2012; 刘窑军等, 2012), 缺乏对重建后植被群落特征的持续跟踪研究, 这在一定程度上制约了我国植被恢复的质量。近年来, 潘声旺等(2013a, b)在跟踪监测中发现: 植被的群落特征及护坡性能与绿化植物的丰富度密切相关。但迄今为止, 有关绿化植物生活型构成对边坡植被护坡性能影响方面的研究还未见报道。事实上, 绿化植物的生活型有时会影响边坡植被的群落特征及物种多样性(Tilman, 2000; Hulme *et al.*, 2009), 进而影响其生态系统功能即护坡性能。据此, 本研究以草本、灌木和小乔木为主体分别构建草本型、灌木型、乔

木型或草-灌-乔混合型初始配置的边坡绿化带, 持续观测实验区内植被的群落特征、地表径流和土壤侵蚀状况, 主要目的是: (1)分析绿化植物生活型构成对边坡植被群落特征、护坡性能的影响; (2)揭示绿化植物生活型-群落特征-物种多样性-生态系统功能间的内在联系, 为生态防护提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域为川东、渝西接壤处的低山丘陵地带, 该地年均气温18.6℃, 年均降雨量1,165.2 mm, 多集中在5-9月。土壤主要为黄棕壤和黄壤, 土层厚度10-70 cm, 呈微酸性至酸性。区内丘陵广布、溪沟纵横, 平均海拔250-350 m, 丘谷高差50-100 m, 植被稀疏, 以松属(*Pinus*)、柏属(*Sabina*)、蕨属(*Pteridium*)为主, 包括杉科、松科、桦木科、壳斗科等49科150余种(潘声旺, 2013a), 具有典型的亚热带常绿阔叶林特征; 森林覆盖率低(< 7.5%), 水土流失严重, 地质灾害频发。

实验边坡位于成渝高速(G85)永川段K305 + 140至K305 + 920 (105°55'-105°57' E、29°22'-29°23' N), 路基全长780 m, 路面高程305-307 m, 坡高5-6 m (填方最大高程为14.7 m), 坡比1:1.5, 坡向NE25°。边坡为黄壤区砂泥岩互层(sand shale interbed)高边坡, 表土(0-20 cm)微酸性(pH: 6.5-6.9), 透水性好, 保水保肥性能差, 初渗速率为14.2-42.4 mm/min, 稳渗速率为0.8-5.7 mm/min, 贮水力为681.4-1,244.1 t/ha。

1.2 实验材料

以我国西南地区3类典型绿化配置为基础, 分别与野牛草(*Buchloe dactyloides*)、黑麦草(*Lolium perenne*)、黄荆(*Vitex negundo*)、棉槐(*Amorpha fruticosa*)、臭椿(*Ailanthus altissima*)、刺槐(*Robinia pseudoacacia*)等路域优势种中的任一种随机组合, 建立三物种组合种植实验, 分别构建以草本(H_i)、灌木(S_i)、小乔木(A_i)为主体的草本型(HHX_i)、灌木型(SSX_i)或乔木型(AAX_i)绿化配置, 或由不同路域优

势种构建草-灌-乔混合型(HSA)绿化配置,共26种组合(表1)。我国西南地区3类典型绿化配置分别是:(1)中国芒(*Miscanthus sinensis*) +狗牙根(*Cynodon dactylon*), (2)慈竹(*Neosinocalamus affinis*) +马棘(*Indigofera pseudotinctoria*), (3) 柏木 (*Cupressus funebris*) +银合欢(*Leucaena leucocephala*)。

1.3 实验设计

选择坡比、坡向和光照条件基本一致的坡段,坡面经清理、翻耕、平整处理后,整理成108个6 m × 8 m的矩形小区,小区的长边与公路边坡的等高线垂直、短边与等高线平行;四周用石棉瓦围埂(埂高25 cm)、塑料薄膜密封(埋入地下30 cm)。小区上方及两侧开排水沟拦截小区外径流,下方修截流沟、

集水池。

将26种配置随机分配于108个小区(每种配置4个,如附录1)并编号。结合种子萌发试验结果,经0.5% NaOH催芽处理后,按照10 g/m²的播种密度将绿化植物的种子于2009年4月均匀撒播于相应小区,适时间苗、定株,使单位面积(1 m²)内乔木、灌木及草本植物的幼苗数分别控制在9-11、32-36、980-1,020株,相同生活型间无显著差异。另设2个裸地观测区(CK₀,定期除草),用于观测裸露边坡的产沙、产流特征;2个次生裸地区(CK₁,不除草),用于观测边坡的自然演替。

一定时期内边坡植被的物种组成、数量、外貌及结构特征是表征群落演替阶段、推断植被恢复程

表1 4种类型26种绿化组合中绿化植物的组成及其代码
Table 1 Composition of 26 vegetation restoration patterns based on 4 types of species combinations and their codes

类型 Type	绿化植物组合 Composition of rehabilitation species			代码 Code	
草本型 Herb (HHX _i)	中国芒+狗牙根 <i>Miscanthus sinensis</i> + <i>Cynodon dactylon</i> (HH)	野牛草 <i>Buchloe dactyloides</i> (H ₁)	HHH ₁	HHH _i	
		黑麦草 <i>Lolium perenne</i> (H ₂)	HHH ₂		
		黄荆 <i>Vitex negundo</i> (S ₁)	HHS ₁	HHS _i	
		棉槐 <i>Amorpha fruticosa</i> (S ₂)	HHS ₂		
		臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	HH A ₁	HH A _i	
		刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	HH A ₂		
灌木型 Shrub (SSX _i)	慈竹+马棘 <i>Neosinocalamus affinis</i> + <i>Indigofera pseudotinctoria</i> (SS)	野牛草 <i>Buchloe dactyloides</i> (H ₁)	SSH ₁	SSH _i	
		黑麦草 <i>Lolium perenne</i> (H ₂)	SSH ₂		
		黄荆 <i>Vitex negundo</i> (S ₁)	SSS ₁	SSS _i	
		棉槐 <i>Amorpha fruticosa</i> (S ₂)	SSS ₂		
		臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	SSA ₁	SSA _i	
		刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	SSA ₂		
乔木型 Arbor (AAX _i)	柏木+银合欢 <i>Cupressus funebris</i> + <i>Leucaena leucocephala</i> (AA)	野牛草 <i>Buchloe dactyloides</i> (H ₁)	AAH ₁	AAH _i	
		黑麦草 <i>Lolium perenne</i> (H ₂)	AAH ₂		
		黄荆 <i>Vitex negundo</i> (S ₁)	AAS ₁	AAS _i	
		棉槐 <i>Amorpha fruticosa</i> (S ₂)	AAS ₂		
		臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	AAA ₁	AAA _i	
		刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	AAA ₂		
草-灌-乔混合型 Herb-shrub-arbor mixed (HSA)	野牛草 <i>Buchloe dactyloides</i> (H ₁)	黄荆 <i>Vitex negundo</i> (S ₁)	臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	H ₁ S ₁ A ₁	H ₁ S ₁ A _i
			刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	H ₁ S ₁ A ₂	
		棉槐 <i>Amorpha fruticosa</i> (S ₂)	臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	H ₁ S ₂ A ₁	
			刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	H ₁ S ₂ A ₂	
	黑麦草 <i>Lolium perenne</i> (H ₂)	黄荆 <i>Vitex negundo</i> (S ₁)	臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	H ₂ S ₁ A ₁	H ₂ S ₁ A _i
			刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	H ₂ S ₁ A ₂	
		棉槐 <i>Amorpha fruticosa</i> (S ₂)	臭椿 <i>Ailanthus altissima</i> (A ₁)	H ₂ S ₂ A ₁	
			刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> (A ₂)	H ₂ S ₂ A ₂	

括号中字母为绿化植物生活型构成代码 Capital letters in brackets were codes of rehabilitation species composition based on their life form

度的主要指标;观测区内的产流系数(runoff coefficient)、侵蚀模数(erosion modulus)则是衡量植被涵养水源、固土护坡性能的重要尺度。据此,2010–2013年间,分别对实验区内边坡植被的群落特征、护坡性能进行持续监测。

(1)群落特征。播种后,记录各样地成坪期(盖度达70%)。2010年8月下旬,分别在各样地距路面边缘1–6 m处坡面上设置5 m × 5 m样方,调查样方内植物种类、株高、株数、总盖度及分盖度(草本植物的相关指标在大样方内3个品字形分布的1 m × 1 m样方内测定)。2011–2013年8月,重复布样。

(2)产流系数。径流观测区内安装自动气象站,记录降雨量、雨强和降雨历程等气象数据,专人监测产流产沙情况。每次降雨后及时观测、记录集水池的集流深度,计算地表径流量;由某一时段内径流量和降雨量计算产流系数。

(3)侵蚀模数。将集水池内泥水充分搅拌30 min,取中层径流泥沙样品500 mL,于105℃下烘干、称重,由含沙量推算每次降雨各小区土壤流失量;将1年内各小区土壤侵蚀量相加、换算成t/km²,即为侵蚀模数。

降雨量、径流量和泥沙量观测时段为2010–2013年汛期(5–9月)。

1.4 数据分析

分别计算不同绿化配置所在群落的物种丰富度(R)、Shannon-Wiener指数(H)和Pielou均匀度指数(J)。

$$H = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (1)$$

$$J = \frac{H}{\ln S} \quad (2)$$

式中, S 为出现在不同配置模式实验小区内的物种总数, P_i 为第*i*个物种个体数与所有物种个体总数的比值。

借助SPSS 13.0软件,用Duncan's多重比较法分析不同配置模式边坡植被的群落特征、护坡性能及年际间差异。因绿化植物种类繁多,不同生活型的同类配置模式间(如HHH_i、HHS_i、HHA_i)以及生活型相同但取代种不同的同类配置模式间(如HHA_i、HHA_k)的某些生态参数可能会存在很大差异,拟采用四分位数法(quartiles)比较其群落特征、护坡性能差异:将某组数据由大到小排序后,用3个点将全部数据分为4等份,与这3个点位置上相对应的数值

分别称为上四分位数(Q_3)、中位数(Q_2)、下四分位数(Q_1)。用四分位距(interquartile range, $IQR = Q_3 - Q_1$)描述偏态频数分布以及分布在一端或两端无确切数值资料的离散程度,其数值越大,则变异度越大,反之则变异度越小;因 IQR 不受两端个别极大值或极小值的影响,故较全距更稳定。

2 结果

2.1 边坡植被的群落特征

2.1.1 物种组成

不同配置模式所在小区的物种数差异很大($n = 24$, $P < 0.05$),乔木型(AAX_i)配置的物种数(中位数, Q_2)多于其他配置,呈AAX_i > SSX_i > HSA > HHX_i趋势($P < 0.05$);同类配置中,乔木类(A_i)取代种所在小区的物种数(Q_3)多于灌木(S_i)、草本类(H_i)取代种所在小区($n = 8$, $P < 0.05$) (图1A)。

实验期间,观测区内共有26个物种迁入,隶属于10科14属,其中灌木4科6属9种,占总种数的34.6%;草本7科10属17种,占总种数的65.4%;迁入种中,菊科、禾本科、豆科、蔷薇科种类最多,占总种数的55.3%。灌木多为豆科、蔷薇科、桑科;草本多为菊科、禾本科、蔷薇科、豆科。种数较多的为悬钩子属(*Rubus*)和蒲公英属(*Taraxacum*),分别为3种和5种。野艾蒿(*Artemisia lavandulaefolia*)、三叶鬼针草(*Bidens pilosa*)、野菊花(*Dendranthema indicum*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、酢浆草(*Oxalis corniculata*)、飞蓬(*Erigeron speciosus*)、西南牡蒿(*Artemisia parviflora*)、细叶苦苣菜(*Ixeris gracilis*)、地果(*Ficus tikoua*)、构树(*Broussonetia papyrifera*)、马桑(*Coriaria nepalensis*)、铁仔(*Myrsine africana*)、狗尾草(*Setaria viridis*)等出现频率较高,为西南地区植被恢复过程中主要建群种或共建种(潘声旺等, 2013a)。

2.1.2 群落盖度

实验期间,不同配置模式边坡植被的群落盖度(中位数, Q_2)也不一样($n = 24$, $P < 0.05$),其年际间差异显著($n = 4$, $P < 0.05$) (图1B)。2010–2011年间,草本型(HHX_i)配置的群落盖度远高于其他模式,呈HHX_i > HSA > SSX_i > AAX_i趋势($P < 0.05$);2012–2013年间, HSA配置的群落盖度最高,呈HSA > HHX_i > SSX_i > AAX_i趋势($P < 0.05$),不同配置模式间垂直结构、层次差异显著。4类配置模式间,

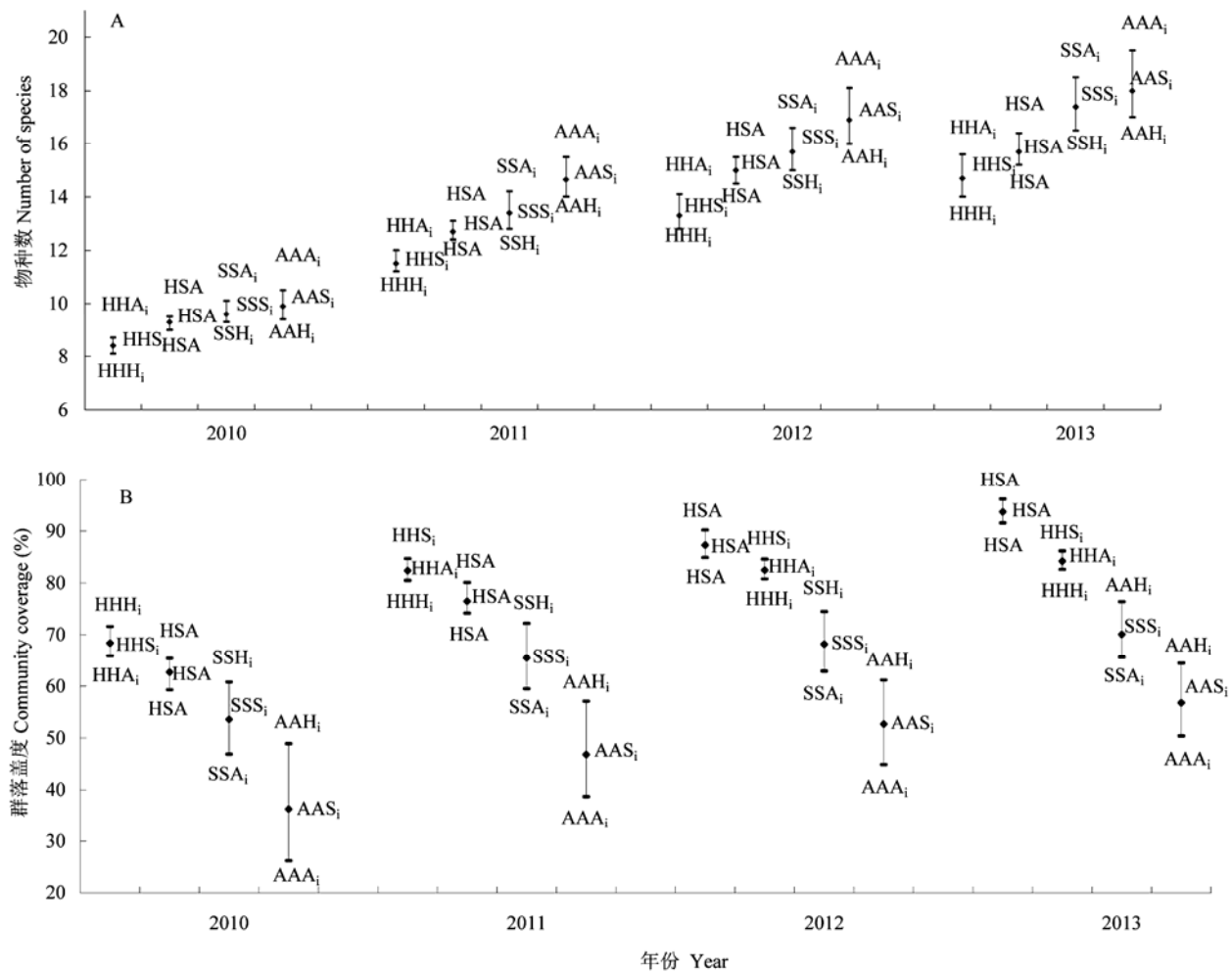


图1 2010–2013年间不同配置模式边坡植被群落特征的变化。高低线上连接点与被标注的生活型配置所在的群落的物种丰富度、群落盖度相对应；绿化组合代码信息见表1。
Fig. 1 Variation of community characteristics of slope vegetation under different vegetation restoration patterns during 2010–2013. Connection points in high-low lines correspond to mean of plant species richness or community coverage in plots marked by life form of their rehabilitation species, and codes of rehabilitation species composition see Table 1.

AAX_i的群落盖度四分位距(*IQR*)最大, SSX_i次之, HHX_i最小; 建坪年限越长, 群落盖度的离散程度越小。同类配置中, 草本类(H_i)取代种实验区的群落盖度最高, 乔木类(A_i)取代种最低, 但HHX_i配置例外: 自2011年起, 群落盖度呈HHS_i > HHA_i > HHH_i波动 ($P < 0.05$)。

2.2 边坡植被的物种多样性

绿化植物的生活型构成不同, 所在群落的 Shannon-Wiener 多样性指数也不一样 (图2)。2010–2011年间, 草本型(HHX_i)配置的 Shannon-Wiener指数(Q_2)远高于其他类型, 呈HHX_i > HSA > SSX_i > AAX_i趋势, 不同配置间差异显著($P < 0.05$);

2012–2013年间, 混合型(HSA)配置所在边坡的 Shannon-Wiener指数逐渐超越其他配置, 呈HSA > HHX_i > SSX_i > AAX_i趋势, 不同配置间差异显著($P < 0.05$)。实验期间, 以乔木型(AAX_i)配置的 Shannon-Wiener指数四分位距(*IQR*)最大, SSX_i次之, HHX_i最小, 说明乔木绿化种所在小区间 Shannon-Wiener指数变异度较大, 草本类绿化种所在小区的 Shannon-Wiener指数较稳定。

进一步分析不同配置所在群落的 Pielou 指数变化趋势时发现, 实验期间, HHX_i、SSX_i、AAX_i和 HSA 等配置的 Pielou 指数的波动情况与所在群落的 Shannon-Wiener 指数变化趋势大致相同。

2.3 边坡植被的护坡性能

2.3.1 裸地的产流、产沙特征

2010–2013年汛期, 实验区内自然降雨量及裸露边坡的产流、产沙特征如表2。可以看出, 实验区汛期雨量集中(占年降雨量的71.36%)、产流量大(年均降雨量833.5 mm; 年均产流量151.0 mm), 水土流失严重(年均产沙量1,202.4 g/m²), 是地质灾害多发区。

2.3.2 实验区内的产流、产沙特征

产流系数和侵蚀模数是衡量植被涵养水源、固土护坡性能的主要指标, 也是表征生态系统功能的重要尺度。实验期间, 不同配置模式边坡植被的护坡性能也不一样, 年际间差异显著($n = 4, P < 0.05$)。总体上, 实验区内的产流、产沙特征与绿化植物的生活型构成相关联(图3)。

2010–2011年汛期, 草本型(HHX_i)配置实验小区内的产流系数(7.78%)和侵蚀模数(111.43 t·km⁻²·yr⁻¹)显著低于其他观测区($n = 24, P < 0.05$), 护坡性能较强。不同配置间的护坡性能呈HHX_i > HSA > SSX_i > AAX_i趋势, 且差异显著($P < 0.05$); 同类配置中, 草本类(H_i)取代种所在小区的产流系数和侵蚀模数远小于灌乔类取代种所在小区($P < 0.05$)。但2011年汛期, HHH_i实验区的产流系数(6.32%)和侵蚀模数(92.39 t·km⁻²·yr⁻¹)却高于HHS_i、HHA_i实验区(分别为5.51%、5.84%和61.52、76.14 t·km⁻²·yr⁻¹) ($P < 0.05$)。

2012–2013年汛期, HSA混合型配置表现出较好的护坡性能, 小区内产流系数(3.83%、3.43%)和侵蚀模数(52.67、35.54 t·km⁻²·yr⁻¹)显著低于其他观测区($n = 24, P < 0.05$)。不同配置间的护坡性能呈

表2 2010–2013年汛期降雨情况及裸地产流、产沙特征
Table 2 Precipitation, runoff and sediment yield in bare slope during rainy seasons ranging between 2010 and 2013

年份 Year	降雨次数 Rainfall times	降雨量 Precipitation (mm)	产流降雨次数 Runoff times	产流量 Runoff yield (mm)		产流系数 Runoff coefficient		侵蚀模数 Erosion modulus (t·km ⁻² ·yr ⁻¹)	
				CK ₀	CK ₁	CK ₀	CK ₁	CK ₀	CK ₁
2010	29	820.6	6	149.8	128.6	18.25	15.67	1,326.67	986.69
2011	31	799.2	5	137.4	108.2	17.19	13.54	1,120.81	782.81
2012	27	867.7	7	162.3	102.4	18.70	11.80	1,173.33	742.25
2013	28	846.5	6	154.6	93.4	18.26	11.03	1,138.94	647.63

CK₀为无植被裸地, CK₁为自然演替的次生裸地。2010–2012年数据来自潘声旺等(2013a)。
CK₀ and CK₁ represent no vegetation and secondary bare areas, respectively. Data of 2010–2012 were from Pan *et al.*, 2013a.

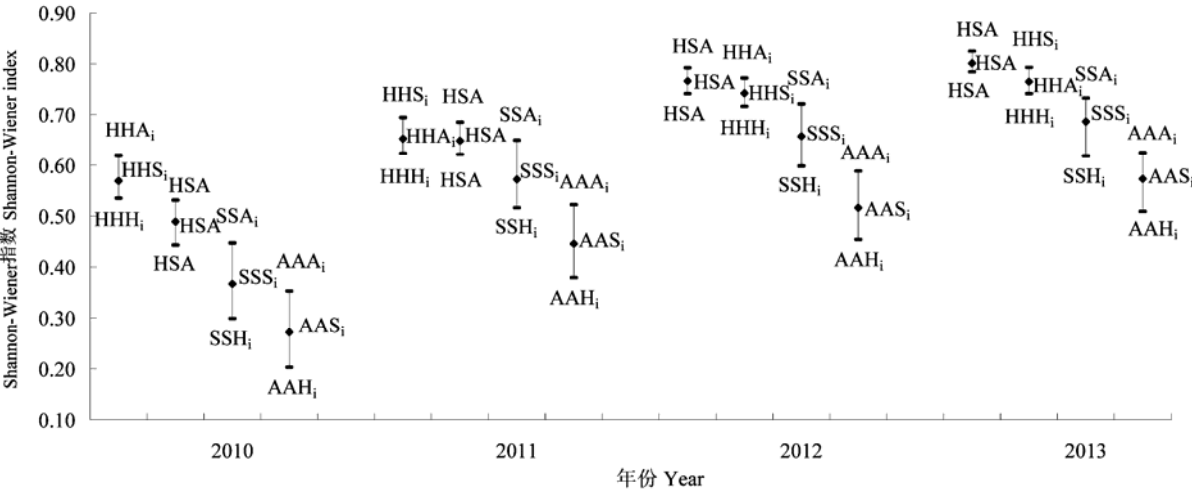


图2 2010–2013年间不同配置模式边坡植被所在群落的Shannon-Wiener指数变化。高低线上连接点与被标注的生活型配置所在群落的Shannon-Wiener指数相对应; 绿化组合代码信息见表1。
Fig. 2 Variation of Shannon-Wiener index of slope vegetation under different vegetation restoration patterns during 2010–2013. Connection points in high-low lines correspond to mean of Shannon-Wiener index in plots marked by life form of their rehabilitation species, and codes of rehabilitation species composition see Table 1.

表3 边坡植被的护坡性能与所在样地群落盖度(x)的关系
Table 3 Relationship between community coverage of slope vegetation and their capacity of soil and water conservation

年份 Year	产流系数		侵蚀模数	
	Runoff coefficient (y)		Erosion modulus (y') (t·km ⁻² ·yr ⁻¹)	
	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²
2010	y = -0.15x + 18.42	0.977	y' = -9.86x + 769.27	0.988
2011	y = -0.15x + 18.24	0.979	y' = -7.66x + 697.96	0.984
2012	y = 31.61e ^{-0.023x}	0.986	y' = -438.97ln(x) + 1,987.8	0.980
2013	y = 27.76e ^{-0.022x}	0.978	y' = -384.2ln(x) + 1,758.4	0.983

HSA > HHX_i > SSX_i > AAX_i趋势, 且差异显著($P < 0.05$); 同类配置中, 草本类(H_i)取代种所在小区的产流系数和侵蚀模数显著小于灌乔类取代种所在

小区($P < 0.05$)。
同一汛期内, AAX_i配置所在小区的产流系数和侵蚀模数的四分位距(IQR)最大, SSX_i次之, HSA、HHX_i较小, 且成坪年限越久趋势越显著。

2.4 群落特征与护坡性能间的相关性
2.4.1 群落盖度与护坡性能的相关性

实验期间, 观测区内的产流系数、侵蚀模数与边坡植被的群落盖度有关, 且年际间差异显著(表3)。2010–2011年汛期, 群落盖度与边坡植被的护坡性能成线性关系($R^2 > 0.977, P < 0.05$), 群落盖度越大, 观测区内的产流系数和侵蚀模数越小; 2012–2013年汛期, 群落盖度与观测区内的产流系数成幂函数关系($R^2 > 0.978, P < 0.05$), 与侵蚀模数成对数

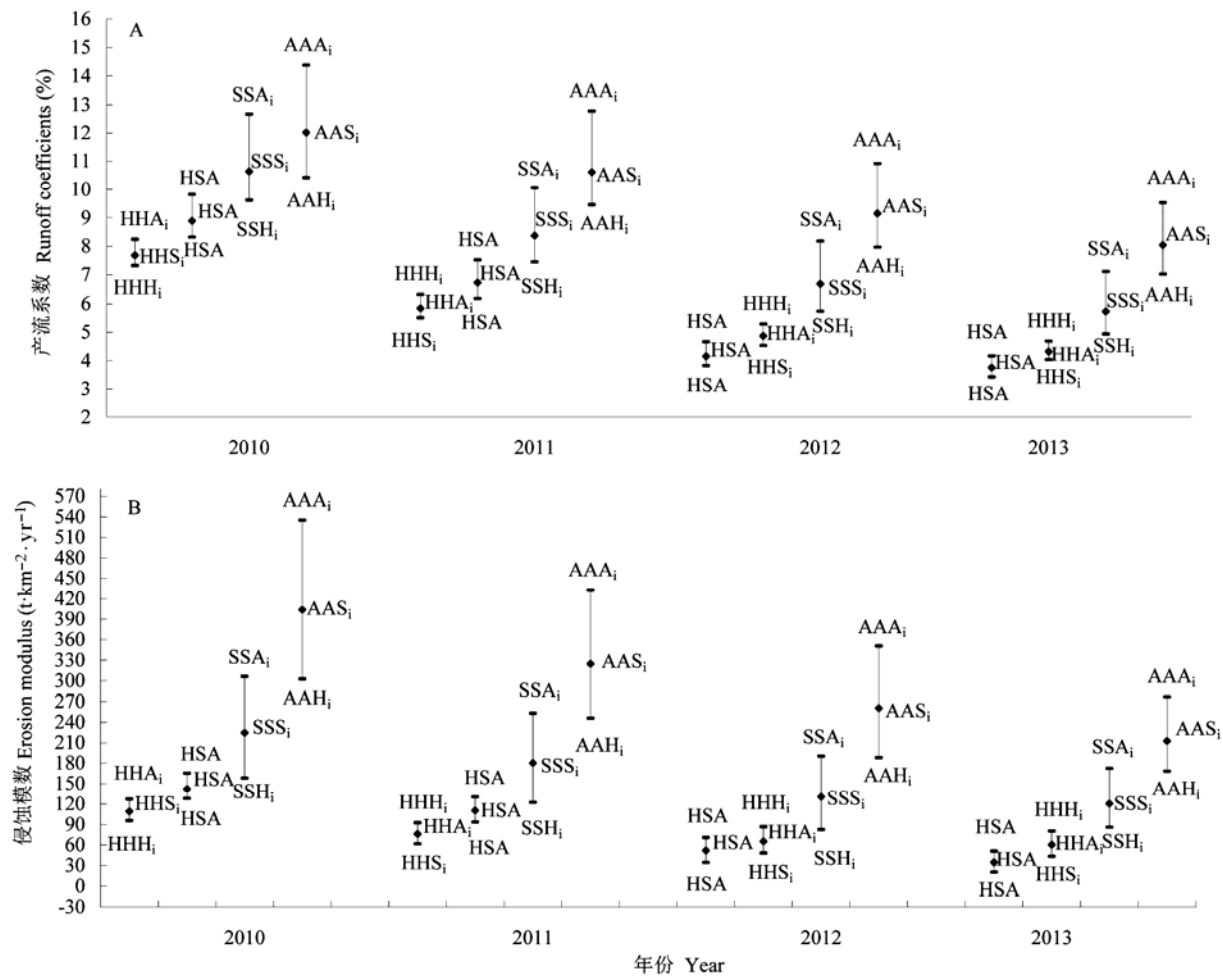


图3 2010–2013年间不同配置模式所在边坡的产流、产沙特征。高低线上连接点与被标注的生活型配置所在小区内的产流系数、侵蚀模数相对应; 绿化组合代码信息见表1。
Fig. 3 Characteristics of runoff and sediment yield in slope plots under different vegetation restoration patterns during 2010–2013. Connection points in high-low lines correspond to mean of runoff coefficients and erosion modulus in plots marked by life form of their rehabilitation species, and codes of rehabilitation species composition see Table 1.

表4 边坡植被的护坡性能与所在群落Shannon-Wiener指数(x)、Pielou指数(x')的关系
Table 4 Relationship between Shannon-Wiener index, Pielou index of slope vegetation and their capacity of soil and water conservation

年份 Year	产流系数 Runoff coefficient (y)						侵蚀模数 Erosion modulus (y') (t·km ⁻² ·yr ⁻¹)					
	Shannon-Wiener index (x)			Pielou index (x')			Shannon-Wiener index (x)			Pielou index (x')		
	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²	拟合方程 Fitted equation	R ²
2010	y = -16.23x + 16.93	0.987	y = -19.76x' + 18.85	0.947	y' = -992.44x + 648.52	0.987	y' = -1,275.2x' + 796.39	0.948				
2011	y = -22.06x + 20.95	0.951	y = -23.24x' + 21.40	0.960	y' = -1,141.4x + 843.48	0.970	y' = -1,199.1x' + 864.88	0.974				
2012	y = -12.60ln(x) + 1.15	0.982	y = -13.79ln(x') - 0.84	0.990	y' = -554.98ln(x) - 98.20	0.997	y' = -595.8ln(x') - 179.98	0.968				
2013	y = -12.65ln(x) + 1.00	0.999	y = -13.34ln(x') - 0.13	0.941	y' = -526.88ln(x) - 79.62	0.999	y' = -557.01ln(x') - 127.31	0.945				

函数关系($R^2 > 0.979, P < 0.05$)。

2.4.2 多样性水平与护坡性能的相关性

群落内Shannon-Wiener指数与边坡植被的护坡性能密切相关(表4): 2010–2011年汛期, 二者成线性关系($R^2 > 0.951, P < 0.05$); 2012–2013年汛期, 二者成对数函数关系($R^2 > 0.982, P < 0.05$)。整个实验期内, 边坡植被的Pielou指数与其护坡性能间也呈现类似于Shannon-Wiener指数的相关性。

3 讨论

3.1 生活型差异对边坡植被群落特征的影响

对于特定区域的次生裸地(如边坡)而言, 种子雨、种子库的区域异质性相对较小, 绿化植物所营造的微环境是影响其他物种侵入潜力和成功定居的主导因素(Josu *et al.*, 2012)。绿化植物的种类不同, 对光、热、水、气、土壤肥力等环境资源的利用方式、利用强度及其根际沉积(rhizodeposition)、根际效应(rhizosphere effect)等生物学过程也存在一定差异, 对局域生境的影响程度、范围也不一样。乔、灌木类绿化植物对小区微环境的影响程度较大, 局域生境的异质性较高(潘声旺等, 2013a), 在绿化植物物种数相同的情况下, 乔木型(AAXi)配置所在小区的物种数会多于其他配置; 同类配置中, 乔木类取代种所在小区的物种数也会多于灌、草类取代种。与草本植物相比, 乔、灌木类植物株体高、盖度大, 拥有丰富的空间层次结构, 成层现象(epidermal stratification)复杂多样, 为接纳其他物种提供了更加多样化的微环境。可见, 不同生活型的绿化植物对边坡植被的物种组成、层次结构、群落盖度等的影响也不一样, 进而呈现不同的群落特征。

3.2 生活型差异对边坡植被物种多样性的影响

建坪初期, 草本类绿化种种子较小, 植株密度

大、分布均匀, 其伴生植物呈均匀分布, 所在群落的Shannon-Wiener指数、Pielou指数较高; 乔、灌木类绿化种的层次结构较强, 群落内资源分配远不及草本类群落均匀, 其伴生植物呈斑块状分布, Shannon-Wiener指数、Pielou指数较低。本研究中, 草本型配置(HHXi)的Shannon-Wiener指数、Pielou指数在建坪初期(2010–2011年)均高于乔木型(AAXi)、灌木型(SSXi); 之后, HSA内生态位互补(niche complementarity)效应愈发突出, Shannon-Wiener指数、Pielou指数逐渐超越其他配置。可见, 建群初期, 多样性作用机制主要是抽样效应; 随着时间推移, 植物个体密度增加, 种间竞争成为群落动态的决定性因素, 多样性作用机制逐渐被生态位互补效应所取代(Pacala & Tilman, 2002)。

3.3 生活型差异对边坡植被护坡性能的影响

边坡植被的林冠层、灌草层、枯枝落叶层均有保水固土和维持坡面稳定的作用, 且乔木、灌木和草本植物在整个群落中均有不可替代的作用(Bae *et al.*, 2015)。植被类型不同, 各层次的蓄水保土功能也不同, 草本植物早期生长快, 对防止初期的土壤侵蚀、减少水土流失效果好(潘声旺等, 2013b); 豆科灌木植物具有固氮作用, 改良土壤效果好; 乡土灌木适应性强, 能促进群落顺向演替; 乔木可防风固沙、保持水土、维持边坡的稳固, 对生态恢复的作用明显(邓辅唐等, 2007; Andrew *et al.*, 2012)。本研究中, 草本型(HHXi)配置在成坪初期的护坡性能远高于其他配置; 随着时间推移, 乔、灌木类绿化种在群落中的优势度逐渐增强, 草–灌–乔(HSA)配置的层次结构日益显著, 茎叶对雨滴的分层拦截和缓冲作用、根系对土壤的加筋和锚固作用更有利于减小坡面水土流失、稳定坡体。可见, 植被的护坡性能是林冠层、灌草层、枯枝落叶层和植物根系等不

同层次通过截持降水、拦蓄径流、保护地表层、固土改土综合作用的结果。

3.4 生活型-群落特征-物种多样性-生态系统功能间的耦合关系

生态护坡过程中,在降雨、地形和土壤性质等条件基本一致的情况下,植被类型是影响水土保持功能的主导因素,选择合适的绿化种是实现坡面植被群落功能稳定发挥的关键(Wang *et al.*, 2012; 王英宇等, 2013)。因资源利用、环境行为差异,不同生活型的绿化种其群落特征及对局域环境的影响效应也不一样,进而出现物种多样性差异(潘声旺等, 2013a; Ville *et al.*, 2014)。物种多样性可通过物种互补-互促的确定性过程、功能优势种在生态系统中概率增大的随机过程改变植物群落结构、生态系统功能(Loreau *et al.*, 2001; Sanderson *et al.*, 2010)。物种丰富度增大,植物群落包含的生活型和垂直分层增多,叶面积指数增大、覆盖度随之提高(Spehn *et al.*, 2000);地上部分层次结构增大,可减缓降雨的侵蚀作用(祝廷成等, 1988);根系空间结构的变化将影响根系的加筋、锚固效应,改变根系的抗蚀性能及坡体稳定性(冯宗炜, 1999)。本研究显示,随着植物多样性增加,群落结构向有利于减小雨滴溅蚀地表动能、控制地表径流和土壤侵蚀方向发展;群落的多样性水平越高,生态系统的结构和功能越稳定,抗干扰(雨水冲蚀)能力越强。可见,在环境条件、建植措施一致的前提下,合理搭配绿化植物的生活型是改善边坡植被护坡性能的重要途径之一。该结论在一定程度上也验证了张全国和张大勇(2003)的理论预测:局域尺度上生态系统功能与物种多样性呈单峰曲线关系,在区域尺度上为单调上升关系。

植被重建后,群落是否稳定并实现自然演替是衡量人工植被恢复成功与否的核心与关键(Gazol & Ibáñez, 2010; Mlambo, 2014),但群落中优势种更新及群落演替是一个漫长的生态过程。本研究的持续监测还只有4年,其结论可能还不能完全反映绿化植物生活型构成对群落稳定性的影响,相关内容尚待深入研究。

参考文献

Andrew SM, Moe SR, Totland Ø, Munishi PKT (2012) Species composition and functional structure of herbaceous vegetation in a tropical wetland system. *Biodiversity and Conser-*

vation, **21**, 2865–2885.

Bae J, Byun C, Watson AK, Benoit DL (2015) Ground cover species selection to manage common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) in roadside edge of highway. *Plant Ecology*, **216**, 263–271.

Deng FT (邓辅唐), Lü XL (吕小玲), Yu ZF (喻正富), Sun PS (孙珮石), Yan Y (晏雨) (2007) Soil and water conservation effect of plant community on freeway slopes. *Soil and Water Conservation in China* (中国水土保持), **5**, 41–46. (in Chinese with English abstract)

Feng ZW (冯宗炜) (1999) *Biomass and Primary Productivity of Chinese Forest Ecosystems* (中国森林生态系统生物量和生产力), pp. 142–157. Science Press, Beijing. (in Chinese)

Gazol A, Ibáñez R (2010) Variation of plant diversity in a temperate unmanaged forest in northern Spain: behind the environmental and spatial explanation. *Plant Ecology*, **207**, 1–11.

Huang J, Zhao X, Wu P (2013) Surface runoff volumes from vegetated slopes during simulated rainfall events. *Journal of Soil and Water Conservation*, **68**, 283–295.

Hulme PE (2009) Relative roles of life-form, land use and climate in recent dynamics of alien plant distributions in the British Isles. *Weed Research*, **49**, 19–28.

Jiang Y (江源), Gu W (顾卫), Tao Y (陶岩), Yan XL (晏晓林) (2011) *Impact of Road Construction on Ecosystems and Its Mitigation through Roadside Vegetation Restoration* (道路生态影响与公路边坡植被恢复生态研究), pp. 18–52. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese)

Josu GA, Rob H, Carolina MR (2012) Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: a six-year permanent plot study. *Plant and Soil*, **353**, 305–320.

Lee SG, Hencher SR (2015) Recent extreme rainfall-induced landslides and government countermeasures in Korea. *Engineering Geology for Society and Territory*, **2**, 1393–1395.

Li N (李妮), Chen QB (陈其兵), Tan CM (谭昌明) (2012) Soil and water conservation benefit of different localization shrub mode for highway side slope. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), **26**, 67–71. (in Chinese with English abstract)

Liu YJ (刘窑军), Wang TW (王天巍), Li ZX (李朝霞), Cai CF (蔡崇法) (2012) Effects of different vegetation protection measures on erosion prevention of unpaved roadside slopes in Three Gorges Reservoir Area. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **23**, 896–902. (in Chinese with English abstract)

Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime J, Hector A, Hooper D, Huston M, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle D (2001) Biodiversity and ecosystem function: current knowledge and future challenges. *Science*, **294**, 804–808.

Mlambo MC (2014) Not all traits are ‘functional’: insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 781–790.

- Pacala S, Tilman D (2002) The transition from sampling to complementarity. In: *The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions* (eds Kinzig AP, Pacala S, Tilman D), pp. 151–166. Princeton University Press, Princeton.
- Pan SW (潘声旺), He MP (何茂萍), Yang LJ (杨丽娟), Fang W (方文) (2013a) Effects of plants richness on the vegetation growth and community succession and the soil and water conservation for highway side slope. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), **49**(11), 24–31. (in Chinese with English abstract)
- Pan SW (潘声旺), Yang XY (杨秀云), He MP (何茂萍), Yang LJ (杨丽娟) (2013b) Capacity of soil and water conservation of five typical vegetation in highway side slope. *Journal of Sichuan Agricultural University* (四川农业大学学报), **31**, 151–156. (in Chinese with English abstract)
- Sanderson MA (2010) Stability of production and plant species diversity in managed grasslands: a retrospective study. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 216–224.
- Spehn EM, Joshi J, Schmid B, Diemer M, Körner C (2000) Above-ground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology*, **14**, 326–337.
- Tao Y (陶岩), Jiang Y (江源), Gu W (顾卫), Tian YH (田育红) (2011) Competition between growth of herb and shrub in slope protection with plant community. *Journal of Northeast Normal University* (东北师范大学学报), **43**, 140–144. (in Chinese with English abstract)
- Tilman D (2000) Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, **405**, 208–211.
- Ville V, Andrew M, Robin S, Joseph O (2014) How pastoralist changes savanna vegetation: impact of old pastoral settlements on plant diversity and abundance in south-western Kenya. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 3219–3240.
- Wang YY (王英宇), Song GL (宋桂龙), Han LB (韩烈保), Li YQ (李义强), Xu HY (徐洪雨), Zhao B (赵斌) (2013) Population characteristics on revegetation of Jingcheng highway rock slope in the third recovery year. *Journal of Beijing Forestry University* (北京林业大学学报), **35**, 74–80. (in Chinese with English abstract)
- Wang Z, Hou Y, Fang H, Yu D, Zhang M, Xu C, Chen M, Sun L (2012) Effects of plant species diversity on soil conservation and stability in the secondary succession phases of a semihumid evergreen broadleaf forest in China. *Journal of Soil and Water Conservation*, **67**, 311–318.
- Xiao R, Gao ZL, Song XQ, Zhang XC, Yang YF (2009) Analysis of vegetation features on slopes of expressway and study of slope protection model optimization. *Journal of Soil and Water Conservation*, **23**, 90–94.
- Zhang QG (张全国), Zhang DY (张大勇) (2003) Biodiversity and ecosystem functioning: recent advances and trends. *Biodiversity Science* (生物多样性), **11**, 351–363. (in Chinese with English abstract)
- Zheng YJ (郑煜基), Zhuo MN (卓慕宁), Li DQ (李定强), Li SB (李生斌), Zheng XX (郑晓霞) (2007) Application of mixture-planting of shrub and grass to side-slope greening and protection. *Ecology and Environment* (生态环境), **16**, 149–151. (in Chinese with English abstract)
- Zhu TC (祝廷成), Zhong ZC (钟章成), Li JD (李建东) (1988) *Plant Ecology* (植物生态学), pp. 198–199. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese)

(责任编辑: 王国宏 责任编辑: 黄祥忠)

附录 Supplementary Material

附录1 实验小区分布图

Appendix 1 Distribution of experimental plots

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-115-1.pdf>

附录 1 实验小区分布图

Appendix 1 Distribution of experimental plots

K305+140	HHS ₁	1.5	H ₁ S ₁ A ₂	1.0	AAH ₂	1.2	HHA ₁	1.0	SSA ₂	1.2	H ₂ S ₂ A ₂	1.0	SSS ₂	1.0	AAS ₂	1.0	H ₁ S ₂ A ₁	1.3	HHH ₂	1.1	AAA ₂	1.7	SSH ₁	K305+225
K305+226	AAH ₁	1.2	SSH ₁	1.0	H ₁ S ₂ A ₂	1.2	SSH ₂	1.0	H ₂ S ₂ A ₂	1.5	HHH ₁	1.2	CK ₀	1.0	H ₂ S ₁ A ₂	1.8	SSA ₁	1.5	H ₁ S ₁ A ₂	1.1	HHA ₁	1.5	AAS ₂	K305+312
K305+313	HHA ₂	1.0	AAA ₁	1.5	HHH ₂	1.2	H ₁ S ₁ A ₁	1.5	SSA ₂	1.0	H ₁ S ₂ A ₁	1.0	SSS ₁	1.2	H ₂ S ₂ A ₁	1.2	HHS ₂	1.2	H ₂ S ₁ A ₁	1.2	AAS ₁	1.0	SSS ₂	K305+398
K305+400	SSH ₁	1.0	H ₁ S ₁ A ₂	1.2	SSA ₁	1.0	H ₂ S ₂ A ₁	1.0	HHS ₂	1.5	AAA ₂	1.2	H ₂ S ₁ A ₂	1.2	AAH ₁	1.5	H ₁ S ₂ A ₂	1.0	SSH ₂	1.2	CK ₁	1.2	HHS ₁	K305+485
K305+486	AAA ₂	1.2	HHS ₂	1.0	SSS ₂	1.0	AAA ₁	1.0	AAH ₂	1.2	H ₁ S ₁ A ₁	1.0	SSH ₂	1.5	HHH ₁	1.0	H ₂ S ₂ A ₂	1.0	AAS ₁	1.1	HHA ₁	1.0	H ₁ S ₂ A ₂	K305+570
K305+573	HHA ₂	1.5	AAS ₂	1.0	H ₂ S ₁ A ₁	1.0	HHS ₁	1.2	H ₁ S ₂ A ₁	1.0	SSS ₁	1.5	AAA ₂	1.0	H ₂ S ₁ A ₂	1.2	SSA ₁	1.0	AAH ₂	1.0	HHH ₁	1.6	SSA ₂	K305+658
K305+660	HHS ₂	1.0	H ₁ S ₂ A ₂	1.2	SSS ₁	1.0	CK ₀	1.0	H ₂ S ₂ A ₁	1.5	HHA ₂	1.2	H ₂ S ₂ A ₂	1.0	AAH ₁	1.2	HHH ₂	1.2	H ₁ S ₁ A ₁	1.5	SSS ₂	1.2	AAS ₁	K305+745
K305+748	AAH ₂	1.2	SSH ₁	1.0	AAA ₁	1.5	H ₁ S ₁ A ₂	1.2	HHH ₂	1.0	SSA ₂	1.0	CK ₁	1.2	H ₂ S ₁ A ₁	1.5	HHA ₁	1.0	AAS ₂	1.4	H ₂ S ₂ A ₁	1.0	SSH ₂	K305+833
K305+834	SSS ₁	1.6	H ₁ S ₁ A ₁	1.2	HHH ₁	1.8	AAS ₁	1.0	H ₂ S ₁ A ₁	1.5	SSA ₁	1.2	H ₂ S ₁ A ₂	1.0	HHA ₂	1.2	AAA ₁	1.0	HHS ₁	1.0	H ₁ S ₂ A ₁	1.5	AAH ₁	K305+920

表内数据表示相邻小区的间距(单位: 米) Data in table represent distance between adjacent plots (Unit: meter)