

黄土丘陵区封禁对侵蚀土壤微生物生物量的影响^{*}

戴全厚^{1,2} 薛 策¹ 刘国彬^{1†} 勃海峰¹ 张 健¹

(1 中国科学院水利部西北农林科技大学水土保持研究所, 陕西杨凌 712100)

(2 贵州大学林学院, 贵阳 550025)

摘 要 采用时空互代法, 以典型侵蚀环境纸坊沟流域不同封禁年限的狼牙刺群落和杂灌群落为研究对象, 选取放牧地和天然次生林为参照, 分析了生态恢复过程中土壤微生物生物量、呼吸强度、代谢商及理化性质的演变特征。结果表明, 封禁后土壤理化性质明显改善; 微生物生物量随封禁年限的延长变化显著, 阳坡随封禁年限增加土壤微生物生物量逐渐增加, 25 a 后微生物生物量碳、氮、磷较封禁前分别增加 252 %、161 % 和 174 %, 但显著低于天然侧柏林, 仅为其 39.0 %、41.8 % 和 53.7 %; 阴坡封禁前 10 年微生物生物量迅速增加, 随后增加幅度减缓, 呈波动式缓慢上升趋势; 封禁 25 a 后微生物生物量碳、氮、磷分别增加 108 %、93 % 和 102 %, 但明显低于天然杂灌丛群落和辽东栎林, 仅为辽东栎林的 54.4 %、49.1 % 和 40.1 %。土壤呼吸强度在封禁 5 a 后增大明显, 且随着年限增加逐渐上升, 阳坡 25 a 时达到最大值, 而阴坡 15 a 时达到最大值, 随后开始有所下降, 25 a 后降至最低点, 但仍显著高于放牧地, 相同封禁年限的土壤呼吸强度阴坡明显高于阳坡。 qCO_2 随着封禁进程逐渐降低, 25 a 后达到最低值。相关性分析显示微生物生物量碳、氮、磷、呼吸强度、 qCO_2 与土壤养分和恢复年限相关性密切, 达到显著 ($p < 0.05$) 或极显著水平 ($p < 0.01$)。

关键词 黄土丘陵区; 封禁; 侵蚀土壤; 微生物生物量

中图分类号 S154.36 **文献标识码** A

黄土丘陵区地形破碎, 土壤结构疏松, 自然植被遭到破坏, 是我国严重的水土流失区之一, 属典型的侵蚀环境, 是国家生态建设的重点区域^[1]。恢复植被是该区改善生态环境与水土保持的重要措施, 植被的恢复除有效保持水土、减少土壤侵蚀外, 同时可以通过土壤-植物复合系统的功能改善提高土壤质量^[2]。土壤微生物直接参与了养分循环、有机质分解等诸多生态过程, 是土壤中物质转化和养分循环的驱动力, 其指标已经被用来评价退化生态系统中生物群系与恢复功能之间的关系^[3]。土壤微生物生物量是表征土壤生态系统中物质和能量流动的一个重要参数, 被认为是土壤活性养分的储备库, 是植物生长和吸收可利用养分的重要来源^[4]。同时, 微生物生物量周转周期短, 能灵敏地反映环境因子、土地经营模式和生态功能的变化, 因此, 可作为评价土壤质量和反映微生物群落状态和功能的重要指标之一^[5~11]。

以往研究证明植物群落封禁后, 植物物种多样

性增加, 生物量和生产力得到极大提高, 生态功能得到恢复^[12,13], 然而关于封禁措施对侵蚀土壤微生物生物量方面的研究少见报道。本文旨在从土壤微生物学角度研究封禁后生态恢复过程中侵蚀土壤微生物学质量的演变, 揭示植被恢复与重建对改善土壤生态环境的作用机制, 为评价自然生态恢复效果、土壤质量管理和山川秀美工程建设提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省安塞县纸坊沟流域 (E109°13'46"~109°16'03", N36°46'42"~36°46'28"), 该区地形破碎, 沟壑纵横, 属黄土高原丘陵沟壑地貌, 暖温带半干旱季风气候, 海拔 1 010~1 400 m, 年均气温 8.8 °C, 年均降水量 505.3 mm。土壤类型以黄土母质上发育而成的黄绵土为主, 抗冲抗蚀能力差, 植被类型处于暖温带落叶阔叶林向干草原过渡的森林草原带。纸

^{*}中国科学院西部行动计划 (KZCX2 - XB2 - 05)、国家自然科学基金重点项目 (90502007) 和国家重点基础研究发展规划项目 (2007CB407205) 资助

[†] 通讯作者, E-mail: gbliu@ms.iswc.ac.cn

作者简介: 戴全厚 (1969~), 男, 副教授, 博士, 主要从事水土保持和生态恢复重建研究。E-mail: qhdairiver@163.com

收稿日期: 2006-11-10; 收到修改稿日期: 2007-01-15

坊沟流域是中国科学院安塞水土保持试验站生态恢复定位试验研究小流域。该流域生态系统先后经历严重破坏期(1938~1958年)、继续破坏期(1959~1973年)、不稳定期(1974~1983年)、稳定恢复改善期(1983~1990年)和良性生态初步形成期(1991年至今)。经过30多年的水土保持综合治理,通过林草植被和工程等措施建设,有效遏制了该流域的土壤侵蚀,成功地恢复了退化生态系统,林地面积从1980年的不足5%增加到40%以上,流域生态经济系统进入良性循环阶段^[14]。

采用时空互代法在流域内选择成土母质类型相

同,坡位相似、不同封禁年限的灌木林8块,其中阳坡3块,为狼牙刺(*Sophora davidii*)灌丛,土壤主要为黄土正常新成土(Loessal Orthic Entisols),阴坡5块,主要为杂灌丛群落,土壤主要为黄土-石质湿润正常新成土(Los-Lit Udic Orthic Entisols)。同时选取放牧地两块(CK1、CK2),天然次生狼牙刺群落(*Sophora davidii*,SD)、杂灌丛群落(mixed shrub forest,MS)、刺柏林(*Platycladus orientalis*,PO)和辽东栎林(*Quercus liaotungensis*,QL)各一块为对照样地,主要为灰色黄土正常新成土(Gray Loessal Orthic Entisols),其基本特征如表1。

表 1 样地基本特征
Table 1 Basic information of the sampling plots

坡向 Slope aspect	样地 Sites	封禁年限 Year (a)	地貌 Relief	坡度 Slope degree (°)	海拔 Altitude (m)	土壤类型 Soil type	灌木及林下草本类型 Undergrowth vegetation
阳坡 Southern slope	CK1	0	GS	26	1 146	黄绵土 LS	芨芨-长芒草 <i>Artemisia giraldii</i> - <i>Stipa bungeana</i>
	SD5	5	GS	35	1 142	黄绵土 LS	狼牙刺-白羊草 <i>Sophora davidii</i>
	SD15	15	GS	34	1 146	黄绵土 LS	狼牙刺-芨芨 <i>Bathriochloa ischaemum</i> - <i>A. giraldii</i>
	SD25	25	GS	23	1 150	黄绵土 LS	狼牙刺-芨芨 <i>B. ischaemum</i> - <i>A. giraldii</i>
	SD	—	GS	35	1 207	黄绵土 LS	狼牙刺-铁干蒿 <i>B. ischaemum</i> - <i>Artemisia sacrorum</i>
	PO	—	HS	33	1 283	黄绵土 LS	狼牙刺-披针苔 <i>B. ischaemum</i> - <i>Carex lanceolat</i>
阴坡 Northern slope	CK2	0	GS	25	1 115	黄绵土含石渣 LL	铁干蒿-长芒草 <i>A. sacrorum</i> - <i>S. bungeana</i>
	MS5	5	GS	31	1 132	石渣土 LL	黄刺梅-披针苔 <i>Rose Xantina</i> - <i>C. lanceolat</i>
	MS10	10	GS	30	1 127	黄绵土-石渣土 LL	绣线菊-披针苔 <i>Spiraea spp</i> - <i>C. lanceolat</i> .
	MS15	15	GS	33	1 118	石渣土 LL	虎榛子-绣线菊 <i>Ostryopsis davidian</i> - <i>Spiraea spp</i>
	MS20	20	GS	35	1 122	黄绵土-石渣土 LL	黄刺梅-披针苔 <i>Rose Xantina</i> - <i>C. lanceolat</i>
	MS25	25	GS	32	1 112	黄绵土-石渣土 LL	绣线菊-披针苔 <i>Spiraea spp</i> - <i>C. lanceolat</i> .
	MS	—	GS	28	1 210	黄绵土含石渣 LL	紫丁香-绣线菊 <i>Syringa oblata</i> - <i>Spiraea spp</i>
	QL	—	GS	22	1 306	森林棕壤 LL	茶条槭-披针苔 <i>Acer ginnala</i> - <i>C. lanceolat</i>

注:HS、GS表示梁峁坡和沟坡,LS、LL表示黄土正常新成土和黄土-石质湿润正常新成土 Note: HS and GS means hillside and gully slope, respectively. LS and LL means Loessal Orthic Entisols and Los-Lit Udic Orthic Entisols

1.2 样品采集与分析

2005年7月下旬,在各试验样地按S型选取6点,用土钻法取0~20cm土样,并将6点土样混匀作为该处理的代表性样品。土壤样品带回室内后分成2份,1份鲜样过2mm筛用于测定土壤微生物生物量和呼吸强度,采用氯仿熏蒸法,熏蒸后用硫酸钾浸提,用全自动有机碳分析仪(Tekmar-Dohrmann Apollo 9000 TOC Combustion Analyzer)测定微生物生物量碳(C_{mic}),用全自动定氮仪测定微生物生物量氮(N_{mic}),用钼锑抗比色法测定微生物生物量磷(P_{mic})^[15,16],土壤呼吸强度采用碱液吸收法^[17];另1

份土样风干、过1mm和0.25mm筛后测定土壤基本理化性质^[18],有机碳(TOC)用重铬酸钾氧化外加热法,全氮(TN)用半微量凯氏法测定;pH(水土为2.5:1)用pH计(日本产)测定、土壤全磷(TP)用碳酸钠熔融-钼锑抗比色法(岛津2401-紫外可见分光光度计,日本产);速效氮(AN)用碱解扩散法;速效磷(AP)用Olsen法;速效钾(AK)用乙酸铵提取—火焰光度法。

1.3 数据统计分析

表中数据为3次重复测定平均值,相关分析采用SAS 6.12软件中相关分析(CORR)方法进行。

2 结果与分析

2.1 土壤微生物生物量变化特征

封禁 5 a 后阳坡土壤微生物生物量碳、氮、磷较封禁前明显增加,并随着恢复年限的延长逐渐提高,微生物生物量碳和磷每隔 10 a 均有显著增长,而微生物生物量氮在封禁后 15 a 后增长趋于平缓;封禁 25 a 后微生物生物量碳、氮、磷较封禁前分别增加 252 %、161 %和 174 %,但明显低于天然侧柏林,仅为 其 39.0 %、41.8 %和 53.7 %;天然狼牙刺群落与封禁 15 a 后的土壤微生物生物量没有明显差异(表 2)。土壤微生物生物量碳、氮、磷占有有机碳、全氮和全磷的比例分别为 2.26 %~4.97 %、3.60 %~8.70 %和 0.78 %~3.26 %;封禁后, C_{mic}/TOC 、 N_{mic}/TN 和 P_{mic}/TP 较封禁前明显增大,并随着年限的延长, C_{mic}/TOC 和 N_{mic}/TN 逐渐降低,25 a 达到最低值,与

天然侧柏林差异不明显,但低于天然狼牙刺群落; P_{mic}/TP 与前两者变化规律不同,随恢复进程缓慢上升,25 a 后达到最大值,但仍低于天然侧柏林。

与阳坡相似,阴坡封禁后土壤微生物生物量随恢复年限的增加明显增大(表 2)。封禁 5 a 后土壤微生物生物量碳、氮较封禁前显著增加,微生物生物量磷在前 5 年增加缓慢,随后增加迅速;封禁 10 a 后土壤微生物生物量增加幅度减缓,随着封禁年限的延长呈波动式缓慢上升;封禁 25 a 后微生物生物量碳、氮、磷较封禁前分别增加 108 %、93 %和 102 %,但明显低于天然杂灌丛群落和辽东栎林,仅为辽东栎林的 54.4 %、49.1 %和 40.1 %;天然杂灌丛群落土壤微生物生物量显著低于辽东栎林。土壤微生物生物量碳、氮、磷占有有机碳、全氮和全磷的比例分别为 2.58 %~4.20 %、4.70 %~7.51 %和 1.37 %~3.25 %;总体而言,封禁后,随着年限的延长, C_{mic}/TOC 呈降低趋势, P_{mic}/TP 逐渐升高,而 N_{mic}/TN 规律不明显。

表 2 封禁不同年限后土壤微生物生物量、呼吸强度和 qMB 值

Table 2 Microbial biomasses, respiration strengths and qMB values of soils different in revegetation period after closure of hillsides

坡向 Slope aspect	样地 Plot	C_{mic}	N_{mic}	P_{mic}	C_{mic}/TOC	N_{mic}/TN	P_{mic}/TP	C_{mic}/N_{mic}	呼吸强度 Microbial respiration	代谢商 Metabolic quotient
		(mg kg ⁻¹)			(%)				(mg kg ⁻¹ d ⁻¹)	(CO ₂ -C mg g ⁻¹ h ⁻¹)
阳坡	CK1	87.91	16.62	3.92	2.26	3.60	0.78	5.29	64.72	30.67
Southern slope	SD5	146.4	25.21	5.16	4.39	6.15	1.01	5.81	81.89	23.30
	SD15	242.7	42.25	6.23	4.08	6.69	1.09	5.74	100.6	17.27
	SD25	309.4	43.45	10.7	3.80	5.41	1.98	7.12	133.2	17.93
	SD	240.0	48.98	6.66	4.97	8.70	1.21	4.90	95.57	16.59
	PO	793.9	103.9	12.0	3.82	5.49	3.26	7.64	102.6	5.390
阴坡	CK2	227.4	38.13	7.05	4.20	6.12	1.37	5.96	124.9	22.88
Northern slope	MS5	354.8	59.65	7.47	3.83	7.51	1.54	5.95	185.5	21.79
	MS10	413.5	70.85	12.2	3.66	6.36	2.12	5.84	197.2	19.87
	MS15	407.2	71.01	13.4	2.63	6.59	2.45	5.73	203.7	20.85
	MS20	525.6	77.33	16.3	3.65	4.70	2.67	6.80	192.5	15.26
	MS25	473.1	73.53	14.3	2.91	5.98	2.57	6.43	156.2	13.76
	MS	715.3	100.5	21.9	2.86	4.76	3.25	7.12	184.5	10.75
	QL	870.4	149.3	35.6	2.58	5.70	5.53	5.83	299.3	14.33

2.2 土壤呼吸强度及代谢商

如表 2 所示,放牧地封禁 5 a 后,土壤呼吸强度较封禁前明显增大,随着年限增加呼吸强度继续上升,但阴坡和阳坡增加有所不同,阳坡持续增加,

25 a 时达到最大值,而阴坡在 15 a 时达到最大值,随后开始有所下降,25 a 后达到最低值,但仍明显高于放牧地。相同封禁年限的土壤呼吸强度阴坡明显高于阳坡。代谢商(qCO_2)随着封禁进程逐渐降低,25

a 后达到最低值;与天然狼牙刺群落相比,25 a 后 qCO_2 无显著差异,而显著高于天然侧柏林,阴坡 25 a 后, qCO_2 远高于天然杂灌丛群落,但略低于天然辽东栎林。

2.3 土壤理化性质

阳坡封禁后前 5 年,除速效钾和容重外,其他土壤理化性质没有明显改善或者略微有所降低;随着封禁年限的增加土壤理化性质开始改善,土壤有机碳、全氮、碱解氮、全磷、速效磷和速效钾含量增加, pH 值和容重降低。封禁 25 a 时土壤综合理化性质达到最佳,土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷和速效钾含量较封禁前分别增加 110 %、74 %、91 %、63 % 和 123 %,容重降低了 37 %;除速效磷和容重外,其他

理化性质要好于天然狼牙刺群落,但远低于天然次生侧柏林,其中有机碳和全氮含量仅为后者的 39.1 %和 42.5 %。相对于阳坡,阴坡封禁后土壤理化性质变化较为复杂:封禁 5 a 后,除全磷和速效钾外,其他理化性质改善明显;其后随着封禁年限的增加,土壤理化性质改善呈现出波动式的好转,总体而言,土壤有机碳、全氮、碱解氮和速效钾含量升高, pH 值和容重降低,全磷和速效磷变化规律不明显;封禁 25 a 后,有机碳、全氮、碱解氮分别较封禁前升高了 200 %、97 %和 158 %,容重降低了 13 %,与天然杂灌丛群落和辽东栎林相比,土壤理化性质要差于前两者,其中有机碳、全氮仅为天然辽东栎林的 48.2 %和 46.9 %,pH 低 0.27(表 3)。

表 3 封禁不同年限后土壤化学性状
Table 3 Characteristics of soils different in revegetation period after closure of hillsides

坡向 Slope aspect	样地 Plot	pH	TOC	TN	TP	AN	AP	AK	容重 Bulk density	C/ N
			(g kg ⁻¹)			(mg kg ⁻¹)			(g cm ⁻³)	
阳坡	CK1	8.65	3.88	0.461	0.505	30.3	1.23	90.7	1.29	8.42
Southern slope	SD5	8.83	3.34	0.410	0.509	32.5	1.11	132	1.23	8.14
	SD15	8.75	5.94	0.632	0.573	43.5	2.06	183	1.20	9.41
	SD25	8.62	8.14	0.804	0.544	57.7	2.01	202	0.94	10.1
	SD	8.75	4.83	0.563	0.551	34.2	2.29	189	0.84	8.57
	PO	8.47	20.8	1.89	0.613	110	3.53	195	0.72	11.0
阴坡	CK2	8.72	5.42	0.623	0.514	37.5	2.57	192	1.30	8.70
Northern slope	MS5	8.44	9.25	0.795	0.486	51.8	3.00	152	1.27	11.6
	MS10	8.59	11.3	1.11	0.577	76.7	2.52	165	1.16	10.2
	MS15	8.43	15.5	1.08	0.548	80.3	3.19	252	1.22	14.4
	MS20	8.55	14.4	1.65	0.608	122	2.90	253	0.83	8.75
	MS25	8.42	16.3	1.23	0.555	96.6	2.32	214	1.15	13.2
	MS	8.36	25.0	2.11	0.674	157	3.69	281	0.93	11.8
	QL	8.15	33.8	2.62	0.643	199	7.65	308	1.05	12.9

2.4 土壤微生物生物量、呼吸强度与恢复年限、土壤主要理化性质间的相关关系

对微生物生物量、呼吸强度与土壤主要理化性质因子进行相关性分析(表 4),结果表明,微生物生物量碳、氮、磷之间存在极显著正相关关系,且分别与有机碳、全氮、碱解氮、全磷、速效磷和速效钾呈极

显著正相关;呼吸强度与微生物生物量、有机碳、全氮、碱解氮、速效磷和速效钾呈极显著正相关; qCO_2 与微生物生物量、有机碳、全氮、碱解氮、全磷和速效钾呈显著或极显著负相关。同样从表 4 可以看出,阴坡封禁后土壤微生物生物量、 qCO_2 、有机碳、全氮、碱解氮与封禁年限呈显著相关。

表 4 土壤微生物生物量、呼吸强度和 qCO₂ 值与养分因子相关性分析

Table 4 Correlation coefficients between Microbial biomass, respiration strength, qCO₂ values and Characteristics of soils (n = 14)

	C _{mic}	N _{mic}	P _{mic}	呼吸强度 Respiration	qCO ₂	恢复年限 Years	TOC	TN	AN	TP	AP	AK
C _{mic}	1.000	0.972 **	0.941 **	0.677 *	- 0.811 **	0.899 *	0.959 **	0.975 **	0.934 **	0.843 **	0.824 **	0.773 **
N _{mic}		1.000	0.968 **	0.788 **	- 0.723 **	0.851 *	0.971 **	0.963 **	0.945 **	0.811 **	0.914 **	0.809 **
P _{mic}			1.000	0.775 **	- 0.648 *	0.909 *	0.979 **	0.972 **	0.974 **	0.821 **	0.918 **	0.827 **
呼吸强度 Respiration				1.000	- 0.280	0.325	0.766 **	0.724 **	0.780 **	0.517	0.825 **	0.758 **
qCO ₂					1.000	- 0.928 **	- 0.666 **	- 0.715 **	- 0.648 *	- 0.763 **	- 0.469	- 0.635 **
恢复年限 Years						1.000	0.945 *	0.834 *	0.895 *	0.700	- 0.142	0.620

注：*表示差异达显著水平 ($p < 0.05$)，**表示差异达极显著水平 ($p < 0.01$)，恢复年限与其他因子相关性为阴坡数据 ($n = 6$) Note: Correlation coefficient labeled by * and ** indicate significant difference at $p = 0.05$ and $p = 0.01$ respectively. Correlation coefficient between years and other index here show the northern slope

3 讨论与结论

土壤微生物生物量对土壤环境各种变化极为敏感,能充分反映土地利用方式和生态功能的变化,可作为生态学指标来反映人类活动的干扰和指示微生物群落的大小^[19]。本研究表明,封禁后阳坡和阴坡土壤微生物生物量随着封禁年限的增加显著提高,相同恢复年限的阴坡土壤微生物生物量明显高于阳坡,但增加幅度显著低于阳坡。以往研究证实放牧对土壤微生物生物量影响作用不一,但较多的观点认为在生态环境脆弱的干旱和半干旱生态区,随着放牧时间延长及环境条件恶化,放牧压力对土壤微生物的抑制作用越来越突出,其负作用滞后于放牧行为^[20~25]。侵蚀环境下的黄土丘陵区土壤干化,放牧极易导致生态系统退化,表土侵蚀加剧,有机物质矿化增加,土壤微生物生物量降低,但地形(坡位、坡向、海拔等)和气候(气温、降雨、辐射等)因子对土壤性质和微生物的影响不同,表现为放牧对阴坡和阳坡土壤微生物影响作用不一。植物群落封禁后,消除了致使植被退化的影响因子,促进群落内物种正常的生长和繁殖,使群落生态功能得以恢复,生态系统向着更加稳定、更加复杂的方向发展,演替正向进行。Wardle 等^[26]研究结果表明在植被演替的中间阶段土壤微生物生物量达到最大值,并与树的基面积最大时一致。Jia 等^[27]研究认为,微生物生物量随着恢复年限增加,在 17 a 时达到最高值,而后下降,最后保持在一个比较稳定的水平。本研究认为封禁后,对生态环境的胁迫减少,有机物质和营养

元素重新返还到生态系统中,供微生物利用的碳源氮源增大,微生物生物量及活性升高,但不同坡向封禁措施改善作用不同,阳坡生态脆弱,微生物生物量低,生态恢复潜力大,改善作用强于阴坡。

Jenkinson^[28]研究发现,在无外部因素干扰的情况下,土壤微生物生物量并不能完全反映微生物的活性、结构和功能,因此还应考虑微生物生物量碳、氮、磷在全碳、全氮和全磷中的比例,从微生物学角度揭示植被恢复过程中土壤生物学质量的变异。Zeller 等^[29]研究报道土壤微生物生物量碳、氮、磷占有机碳、全氮和全磷的比例分别为 0.27 % ~ 7.0 %、2 % ~ 6 %和 0.5 % ~ 8.5 %,本研究结果与前人研究相似,但阴坡变化幅度小于阳坡,说明阳坡的生态系统较阴坡脆弱,对环境胁迫更加敏感。土壤微生物生物量商(qMB)是指微生物细胞所固定的有机碳占土壤有机碳的比例,受土壤有机质的数量和质量影响^[30],反映微生物生物量碳与土壤有机碳之间的关系^[31],可以用来监测土壤有机质变化和灵敏地指示土壤微生物生物量^[32]。植被恢复初期可利用的有机质的比例较高,随着植被演替的进行,有机物归还量增大,惰性有机质开始积累,qMB 逐渐降低。P_{mic}/TP 随着封禁年限的延长逐渐上升,但显著低于天然次生林,李瑞雪等^[33]认为凋落物层中的全磷含量较低,土壤中全磷和速效磷含量主要来源于其在矿质土层中的含量,因此要维持植物生长所需要的磷源和营养物质,则必须提高微生物生物量磷在全磷中所占比例来维持高的物质代谢能力。

土壤呼吸可以作为土壤质量和肥力的重要生物学活性指标。在生态恢复过程中,植被的变化通过

吸收养分和归还有机物等影响土壤理化和生物学性质,土壤微生物呼吸随之变化,指示着系统恢复中土壤生物学活性的演变过程。Anderson 等^[34]认为呼吸反映了整个微生物群落的活性,包括休眠和未休眠状态的微生物群体,一般认为土壤中微生物大部分处于休眠状态,只有一小部分对呼吸有贡献;Sparling^[35]研究则认为呼吸代表了活性微生物生物量碳部分。本研究发现土壤呼吸强度与微生物生物量碳和有机碳相关性达到显著或极显著水平,并随着封禁的进程逐渐增大,表明封禁后土壤生物学性状显著改善。

代谢商(qCO_2)可灵敏反映环境因素、管理措施变化等对微生物活性影响^[36,37], qCO_2 效率高,则形成单位微生物质量所呼出的 CO_2 少, qCO_2 较小; qCO_2 效率低,利用相同能量而形成的微生物生物量小, qCO_2 较大,释放的 CO_2 较多,微生物体的周转率快,平均菌龄低。Odum^[38]认为环境胁迫条件下,微生物必须从维持生长和繁殖的能量中分流出一部分去补偿由于胁迫所需要付出的额外能量。侵蚀环境下的放牧地人为干扰严重,土壤肥力严重衰退,其保水保肥能力极差,此种环境下微生物要维持其正常的生命活动必然要付出额外的维持能,因此 qCO_2 高;封禁后,人为干扰因素减少,土壤肥力得到恢复,对微生物的胁迫减少, qCO_2 降低,低的 qCO_2 可以保证高的代谢效率,使土壤有充足的活性有机物,维持较好的土壤性状和可持续利用潜力。Andrews 等^[39]认为在最近没有新鲜易分解有机质输入的土壤中,以 k -对策微生物群落为主, k -对策微生物群落有着更复杂的食物网, qCO_2 较低。据此可以推测封禁后随着年限的增加植被物种增多,为微生物代谢提供可利用的物质丰富,微生物群落的食物网复杂化,生态系统更趋于稳定。

综上所述,放牧地封禁后,土壤微生物生物量增大,呼吸增强,代谢商降低,植被增加物种变丰富,微生物群落食物网变复杂,代谢途径多样化,生态系统向健康方向发展。阳坡生态脆弱,微生物生物量低,生态恢复较阴坡绝对量低,但潜力大,应是生态恢复的重点区域。侵蚀环境下的黄土丘陵区封禁后可以依靠生物的自肥作用恢复土壤质量,但需加强后期管理,减少土壤水分胁迫,同时还应引入演替后续物种,促进植物群落的拓殖与更替,来加速生态恢复的进程,实现该区域生态系统健康持久发展。

参考文献

[1] 唐克丽,贺秀斌. 黄土高原生态环境建设与侵蚀环境调控.

中国西部生态重建与经济协调发展学术研讨会论文集. 成都:四川科学技术出版社,1999. 28~32. Tang K L, He X B. Ecological environment construction and erosion environment controlling in Loess Plateau (In Chinese). In: Ecological Environment Reconstruction and Economy Coordinating Develop Science Proseminar Transactions. Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 1999. 28~32

- [2] 巩杰,陈利顶,傅伯杰,等. 黄土丘陵区小流域土地利用和植被恢复对土壤质量的影响. 应用生态学报,2004,15(12): 2 292~2 296. Gong J, Chen L D, Fu B J, et al. Effects of land use and vegetation restoration on soil quality in a small catchment of the Loess Plateau (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2004,15(12): 2 292~2 296
- [3] Harris J A. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. Eur. J. Soil Sci., 2003, 54: 801~808
- [4] Zhou J B, Li S X. Relationships between soil microbial biomass C and N and hydrolysable nitrogen in some arable soils on Loess Plateau. Pedosphere, 1998, 8(4): 349~354
- [5] Paul E A, Voroney R P. Nutrient and energy flow through soil microbial biomass. In: Ellwood D C, Hedger J N, Latham M J, et al. eds. Contemporary Microbial Ecology. London: Academic Press, 1980. 215~237
- [6] Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: Paul E A, Ladd J N. eds. Soil Biochemistry. Vol 5. New York: Dekker, 1981. 414~472
- [7] Anderson T H, Domsch K H. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biol. Biochem., 1993, 25: 93~95
- [8] Bowson D S, Brookes P C, Christensen B T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. Soil Biol. Biochem., 1987, 19: 159~164
- [9] Sparling G P, Ross D J. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: Current developments and applications. In: Mulongoy K, Merckx R. eds. Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture. Wiley-Sayce, Leuven, Belgium, 1993. 17~21
- [10] Rogers B F, Tate III R L. Temporal analysis of the soil microbial community along a toposequence in Pineland soils. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 1 389~1 401
- [11] 曹慧,杨浩,孙波,等. 不同种植时间菜园土壤微生物生物量和酶活性变化特征. 土壤, 2002, 34(4): 197~200. Cao H, Yang H, Sun B, et al. Changes of microbial biomass and enzyme activities in garden soil as influenced by planting time (In Chinese). Soils, 2002, 34(4): 197~200
- [12] 王国梁,刘国彬,刘芳,等. 黄土沟壑区植被恢复过程中植物群落组成及结构变化. 生态学报, 2003, 23(12): 2 550~2 557. Wang G L, Liu G B, Liu F, et al. Changes in composition and structure of plant communities during the course of restoration at loess gully region (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2003,

- 23(12):2 550~2 557
- [13] 谢锦升, 杨玉盛, 陈光水, 等. 封禁管理对严重退化群落养分循环与能量的影响. 山地学报, 2002, 20(3): 325~330. Xie J S, Yang Y S, Chen G S, *et al.* Studies on the nutrient circulation and energy of the serious degraded community after closing of hillsides and management to facilitate afforestation (In Chinese). Journal of Mountain Research, 2002, 20(3): 325~330
- [14] Liu G B. Soil conservation and sustainable agriculture on Loess Plateau: Challenge and prospective. AMBIO, 1999, 28(8): 663~668
- [15] Horwath, Paul P A. Soil biomass. In: Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Methods. Agronomy Monograph No. 9, 2nd Ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, 1994. 753~761
- [16] 何振立. 土壤微生物生物量的测定方法: 现状和展望. 土壤学进展, 1994, 22(4): 36~44. He Z L. Method for measuring soil microbial biomass: Present and future (In Chinese). Progress in Soil Science, 1994, 22(4): 36~44
- [17] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册. 北京: 中国农业出版社, 1986. 226~227. Xu G H, Zheng H Y. Analytical Handbook of Soil Microbes (In Chinese). Beijing: Agriculture Press, 1986. 226~227
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. Lu R K. Analytical Methods of Soil and Agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and technology Press, 1999
- [19] Wardle D A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Rev., 1992, 67: 321~358
- [20] Holt J A. Grazing pressure and soil carbon, microbial biomass and enzyme activities in semi-arid northeastern Australia. Appl. Soil Ecol., 1997, 5: 143~149
- [21] Bardgett R D, leemans D K. The short-term effects of cessation of fertilizer applications, liming and grazing on microbial biomass and activity in a reseeded upland grassland soil. Biology and Fertility of Soils, 1995, 19: 148~154
- [22] 李香真, 陈佐忠. 不同放牧率对草原植物与土壤 C、N、P 含量的影响. 草地学报, 1998, 6(2): 90~98. Li X Z, Chen Z Z. Influence of stocking rates on C, N, P contents in plant-soil system (In Chinese). Acta Agrestia Sinica, 1998, 6(2): 90~98
- [23] 李香真, 曲秋皓. 内蒙高原草原土壤微生物生物量碳氮特征. 土壤学报, 2002, 39(1): 97~104. Li X Z, Qu Q H. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in Mongolian grassland (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2002, 39(1): 97~104
- [24] 赵吉. 不同放牧率对冷蒿小禾草草原土壤微生物数量和生物量的影响. 草地学报, 1999, 7(3): 223~227. Zhao J. Effect of stocking rates on soil microbial number and biomass in steppe (In Chinese). Acta Agrestia Sinica, 1999, 7(3): 223~227
- [25] 张蕴薇, 韩建国, 韩永伟, 等. 不同放牧强度下人工草地土壤微生物生物量碳、氮的含量. 草地学报, 2003, 11(4): 342~345. Zhang Y W, Han J G, Han Y W, *et al.* The content of soil microbial biomass carbon and nitrogen of different grazing intensities on pasture (In Chinese). Acta Agrestia Sinica, 2003, 11(4): 342~345
- [26] Wardle D A, Walker L R, Bardgett R D. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. Science, 2004, 305: 509~513
- [27] Jia G M, Cao J, Wang C Y, *et al.* Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. Forest Ecol. Manag., 2005, 17: 117~125
- [28] Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 1987, 19: 703~707
- [29] Zeller V, Bardgett R D, Tappeiner U. Site and management effects on soil microbial properties of subalpine meadows: A study of land abandonment along a north-south gradient in the European Alps. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 639~649
- [30] Srivastava S C, Singh S T. Microbial C and P in dry tropical forest soils: Effects of alternate land use and nutrient flux. Soil Biol. Biochem., 1991, 23: 117~124
- [31] Insam H, Domsch K H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of the reclamation sites. Microbial. Ecol., 1988, 15: 177~188
- [32] Garcia C, Hernandez T, Roldan A, *et al.* Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. Soil Biol. Biochem., 2002, 34: 635~642
- [33] 李瑞雪, 薛泉宏, 杨淑英, 等. 黄土高原沙棘、刺槐人工林对土壤的培肥效应及其模型. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1998, 4(1): 14~21. Li R X, Xue Q H, Yang S Y, *et al.* Improving effect of *Seabuckthorn* and *Black Locust* artificial forests to soil fertility in Loess Plateau and its model (In Chinese). Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation, 1998, 4(1): 14~21
- [34] Anderson T H, Domsch K H. Maintenance of carbon requirements of actively metabolizing microbial populations under in situ conditions. Soil Biol. Biochem., 1985, 25: 393~395
- [35] Sparling J P. Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soil. Soil Biol. Biochem., 1981, 13: 93~98
- [36] Brookes P C, Andera L, Jenkinson D S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biol. Biochem., 1985, 17(6): 837~842
- [37] Brookes P C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. Biol. Fert. Soils, 1995, 19: 269~279
- [38] Odum E. Trends expected in stressed ecosystems. Bioscience, 1985, 35: 419~422
- [39] Andrews J H, Harris F. r- and k-selection and microbial ecology. Adv. Microb. Ecol., 1986, 9: 99~147

EFFECTS OF CLOSING HILLSIDES ON SOIL MICROBIAL BIOMASS ALONG CHRONOSEQUENCES IN ERODED HILLY LOESS PLATEAU

Dai Quanhou^{1,2} Xue Sha¹ Liu Guobin^{1†} Bo Haifeng¹ Zhang Jian¹

(1 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources

(Northwest Sci-tech University of Agriculture and Forestry), Yangling, Shaanxi 712100, China)

(2 College of Forestry, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

Abstract Vegetation restoration is a key measure to improve eco-environment in the Loess Plateau of China. To explore characteristics of the evolution of soil microbes after closure of hillsides for management of eroded hilly Loess Plateau, biomass and respiration of soil microbes and physico-chemical properties of the soils under natural shrubs (*Sophora davidii*, mixed boskage) different in history of the closure in Zhifanggou Catchment were studied systematically by means of substituting temporal serial with spatial serial. In addition, two pieces of grazing field and natural secondary forest (*Platycladus orientalis*, *Quercus liaotungensis*) each were chosen as contrast. Results show that soil quality, including biomass, respiration and metabolic quotient of soil microbes and physical and chemical properties of the soil, was gradually improved along the chronosequence of vegetation restoration. Microbial biomass C, N and P (SMBC, SMBN and SMBP) increased remarkably after 5 years of closure and management and kept on increasing gradually with each passing year in the southern slope. After 25 years, they increased by 252%, 161% and 174%, respectively, as compared with that in the grazing field, but amounted only to 38.97%, 41.82% and 53.73% of that in the *Platycladus orientalis* land, respectively. The increase was found significant in the first 10 years of the measure in the northern slope, and afterwards it slowed down and even fluctuated. After 25 years they increased by 108%, 93% and 102%, respectively, as compared with the grazing field, but amounted only to 54.35%, 49.11% and 40.11% of that in the *Quercus liaotungensis* plot. Respiration of soil microbes increased remarkably after 5 years of closure and kept on with each passing year, peaking in the 25th year in the southern slope, but only in the 15th year, and then decreased in the following years and leveled off in the 25th year in the northern slope. Metabolic quotient (qCO_2) declined with the history of closing and reached the lowest point in the 25th year. Closure had a poor but a more remarkable impact on improving soil quality on the southern slope than on the northern slope during the same time period. The significant correlations were observed between soil microbial biomass, microbial respiration, qCO_2 , physico-chemical properties and restoration chronosequence.

Key words Hilly Loess Plateau; Closing measures; Eroded soil; Soil microbial biomass