

侵蚀环境生态恢复过程中人工刺槐林 (*Robinia pseudoacacia*) 土壤微生物量演变特征

薛 薏^{1 4}, 刘国彬¹, 戴全厚^{1 2, *}, 卫 伟^{3 4}, 侯喜禄¹

(1. 中国科学院水利部水土保持研究所/西北农林科技大学, 杨凌 712100; 2. 贵州大学林学院, 贵阳 550025;
3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 4. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 采用时空互代法, 以典型侵蚀环境纸坊沟流域生态恢复过程中不同年限的人工刺槐林为研究对象, 选取坡耕地和天然侧柏林为参照, 分析了植被恢复过程中土壤微生物量、呼吸强度、代谢商及理化性质的演变特征。结果表明, 生态恢复过程中刺槐林土壤理化性质得到明显改善, 微生物量随恢复年限的增加变化显著, 10~15a 后达到显著水平, 并随年限逐渐增加, 在近熟林和成熟林期基本达到稳定, 成熟林后期又开始上升, 恢复 50a 的刺槐林微生物量碳、氮、磷较坡耕地增加幅度分别为 213%、201% 和 83%, 但仅为天然侧柏林的 50.98%、55.17% 和 61.48%。呼吸强度随恢复年限增加先升高后降低, 与有机碳变化规律不同步, $q\text{CO}_2$ 在恢复初期较坡耕地显著升高, 随后迅速降低, 25a 后开始回落到坡耕地以下, 50a 后达到最低值, 与天然侧柏林没有显著差异。相关性分析显示微生物量碳、氮、磷、 $q\text{CO}_2$ 与土壤养分和恢复年限相关性最为密切, 达到显著 ($P < 0.05$) 或极显著水平 ($P < 0.01$)。人工刺槐林促进生态恢复可以依靠生物的自肥作用恢复土壤肥力和增加微生物量, 但要恢复到破坏前该地区顶级群落时的土壤微生物量和理化性状, 还需要一个漫长的阶段, 这个阶段可能需要上百年的时间。

关键词 侵蚀环境; 人工刺槐林; 生态恢复; 微生物量; 土壤质量

文章编号: 1000-0933 (2007) 03-0909-09 中图分类号: S154.36 文献标识码: A

Evolution of soil microbial biomass in the restoration process of artificial *Robinia pseudoacacia* under erosion environment

XUE Sha^{1 4}, LIU Guo-Bin¹, DAI Quan-Hou^{1 2, *}, WEI Wei^{3 4}, HOU Xi-Lu¹

1 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources/ NW Sci-Tech Univ. of Agr. And For., Yangling 712100, China

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

3 Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

4 Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (3) 0909 ~ 0917.

Abstract :Vegetation recovery is a key measure to improve ecosystems in the Loess Plateau of China. In order to understand the soil micro-organism and evolution in artificial woodland in loess hilly area of the Loess Plateau, the soil microbial

基金项目: 国家重点基础研究发展计划 资助项目 (2007CB407205); 国家自然科学基金重点资助项目 (90502007); 国家科技支撑课题资助项目 (2006BAD09B03); 国家自然科学基金资助项目 (40301028)

收稿日期: 2006-10-13; 修订日期: 2007-01-15

作者简介: 薛薏 (1978 ~), 男, 陕西西安人, 博士生, 主要从事微生物生态与恢复生态学研究. E-mail: xuesha100@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ghdaieriver@163.com

Foundation item :The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 90502007); National Nature Key Basic Research Development Foundation of China (No. 2007CB407205); National Sciences Project of the Ministry of Science and Technology of China (No. 2006BAD09B03); National Natural Science Foundation of China (No. 40301028)

Received date 2006-10-13; **Accepted date** 2007-01-15

Biography :XUE Sha, Ph. D., mainly engaged in vegetation restoration and soil microbial ecology. E-mail: xuesha100@163.com

biomass ,microbial respiration and physico-chemical properties in *Robini apseudoacacia* soils were studied. In this study , eight woodland soils with different ages were used to study the evolution , and a farmland , a native forest communities (*Platycladus orientailis* L.)were chosen as the references. The results showed that soil quality were steadily improved on soil microbial biomass ,metabolic quotient and physical and chemical properties after plantation. Soil microbial biomass C , N ,P increased significantly after 10 — 15 years of de-farming and vegetation recovery , and a relatively stable state was kept in near matured or matured forest , then a rise appeared again at the end of mature stage. After 50 years of de-farming and vegetation recovery ,soil microbial biomass C ,N ,P (SMBC SMBN SMBP) , respectively , are increased by 213% ,201% and 83% compared with the farmland , however , they are only 50. 98% ,55. 17% and 61. 48% of that in *Platycladus orientailis* 's soil , respectively. Soil microbial respiration was enhanced in the early stage and then weakened in the late stage after plant restoration. This is different from the change of soil organic carbon. Metabolic quotient (qCO_2) was significantly higher in *Platycladus orientailis*'s soil than that in farmland at the early restoration stage , and then decreased rapidly. After 25 years of de-farming and vegetation recovery , qCO_2 is lower than that in the farmland's , and reach the minium after 50 years which is close to *Platycladus orientailis*'s. A significant relationship was found between soil microbial biomass , qCO_2 and physico-chemical properties and restoration duration. The results suggested that it is possible to improve eco-environments and soil quality in the loess hilly area of Loess Plateau by artificial vegetations recovery ,but a long time , maybe more than 100 years , is required to reach to the climax before vegetation destruction.

Key Words :erosion environment ;*Robinia pseudoacacia* ;ecological restoration ;soil microbial biomass ;soil quality

侵蚀环境是指在水土流失区因侵蚀而造成的特有的侵蚀景观和生态系统 ,是一个包含自然侵蚀环境和人文侵蚀环境的复合型环境系统。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 ,该区也是国家退耕还林还草及生态建设的重点区域。恢复植被是该区水土保持与生态建设的重要措施 ,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。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^[1]。土壤微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 ,是植物生长可利用养分的重要来源。同时 ,微生物量周转时间周期短 ,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^[2~8]。

许多研究证明以人工林作为恢复方式来重建动植物物种和恢复土壤肥力上 ,人工林可通过次生演替恢复土壤特性和维持土壤肥力^[9,10] ,而土壤微生物的变化在此过程中具有重要的生态学意义。然而针对侵蚀环境下的植被恢复演替过程中土壤微生物变化的研究相对较少 ,且大多集中于植被恢复后土壤理化性质方面的研究^[11,12]。本文旨在从土壤微生物学角度研究侵蚀环境下人工刺槐林 (*Robinia pseudoacacia* L.)促进生态恢复过程中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 ,为评价人工林促进生态恢复效果、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 1010 ~ 1400m ,年均气温 8. 8℃ ,年均降水量 505. 3mm。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^[13]。

采用时空互代法在流域内选择营造和管理方法一致,土壤与成土母质类型相同,坡向坡位相似的5a(RP5)、10a(RP10)、15a(RP15)、20a(RP20)、25a(RP25)、30a(RP30)、40a(RP40)和50a(RP50)人工刺槐林为样地,选取坡耕地(Sloping Cropland,CK)和天然次生侧柏林(*Platycladus orientalis* L.,PO)为对照样地,其基本特征及林下植被如表1。随着植被恢复,林下草本发生相应的演变,但相对于恢复年限,此种差异对土壤微生物的影响可能小得多,可认为是生态恢复过程对土壤微生物影响的部分效应。

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

样地 Sites	恢复年限 (a) Age	地貌 Relief	坡向 Slope aspect	坡度(°) Slope degree	海拔 (m) Altitude	土壤类型 Soil type	林下草本类型 Undergrowth Vegetation
CK	0	梁坡(HS)	N	22	1175	黄绵土 LS	谷子 <i>Setaria italic</i> (L.)
RP5	5	梁坡(HS)	NW35°	21	1198	黄绵土 LS	茵陈蒿 <i>Achillea capillaris</i>
RP10	10	梁坡(HS)	W	21	1171	黄绵土 LS	长芒草 <i>Stipa bungeana</i>
RP15	15	梁坡(HS)	N	30	1150	黄绵土 LS	臭草-长芒草 <i>Melica scabrosa-Stipa bungeana</i>
RP20	20	梁坡(HS)	N45°W	24	1029	黄绵土 LS	铁杆蒿-长芒草 <i>Artemisia sacrorum-Stipa bungeana</i>
RP25	25	梁坡(HS)	NW45°	28	1249	黄绵土 LS	铁杆蒿-长芒草 <i>Artemisia sacrorum-Stipa bungeana</i>
RP30	30	梁坡(HS)	NE10°	32	1129	黄绵土 LS	胡枝子-长芒草 <i>Lespedeza dahurica-Stipa bungeana</i>
RP40	40	梁坡(HS)	N	25	1172	黄绵土 LS	铁杆蒿-长芒草 <i>Artemisia sacrorum-Stipa bungeana</i>
RP50	50	沟坡(GS)	E	23	1183	黄绵土 LS	铁杆蒿-长芒草 <i>Artemisia sacrorum-Stipa bungeana</i>
PO	—	梁坡(HS)	N1°W	33	1283	黄绵土 LS	披针苔 <i>Carex lanceolat</i>

1.2 样品采集及分析

2005年7月下旬,在各试验样地按S型选取6点,用土钻法取0~20mm土样,并将6点土样混匀作为该处理的代表性样品。土壤样品带回室内充分混匀后分成两份。1份鲜样过2mm筛用于测定土壤微生物量和呼吸强度,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)测定微生物量碳,用全自动定氮仪测定微生物量氮,用钼锑抗比色法测定微生物量磷^[14,15],土壤呼吸强度采用碱液吸收法^[16]。另1份土样风干、过1mm和0.25mm筛后测定土壤基本理化性质^[17],有机碳用重铬酸钾氧化外加热法,全氮(N)用半微量凯氏法测定,pH(水:土=2.5:1,pH计测定,日本产);土壤全磷用碳酸钠熔融-钼锑抗比色法(岛津2401-紫外可见分光光度计,日本产);速效磷用Olsen法,速效钾用乙酸铵提取-火焰光度法。

1.3 数据统计分析

差异显著性采用SAS 6.12软件中的单因素方差分析(ANOVA)方法分析,数据为3个重复的平均值,相关分析均采用SAS 6.12软件中相关分析(CORR)方法分析。

2 结果与分析

2.1 植被恢复过程对土壤理化性质的影响

农业耕作活动可以造成土壤C和N的损失,而植被恢复可以通过根系分泌物和残体增加土壤C源和N源,影响土壤物质循环,改善土壤性质^[18]。研究表明,土壤理化性质随着植被恢复呈现出一定的变化规律,与坡耕地相比(表2),人工栽植刺槐前5a土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷和速效钾含量没有显著改变或略有降低,而后随着种植年限的增加这些含量逐渐升高,至15~25a先后达到高峰,并在此阶段保持相对稳定,30~40a有略微下降,随后又缓慢上升,全磷含量、pH值和容重在恢复前10a要差于坡耕地,随后开始得到改善,全磷呈波动式缓慢上升趋势,pH值和容重呈下降趋势。恢复50a后刺槐林地较坡耕地土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷和速效钾含量增加幅度分别为272%、185%、275%、101%和82%,而容重降低了30%,但与天

然侧柏林相比,恢复 50a 后刺槐林地土壤有机碳、全氮、碱解氮和全磷含量显著低于侧柏林,其中有机碳和全氮含量仅为其 48.94% 和 54.96%,而容重显著高于侧柏林,为其 125%。

坡耕地营造刺槐林后,原来开放或半开放的农田生态系统物质循环结构转变为人工生态系统的封闭或半封闭物质循环结构。每年大量的枯枝落叶和营养元素等物质重新返回到生态系统中,为系统的养分补给和改善提供了充足的物质来源,这些物质经微生物分解后形成腐殖质,土壤有机质含量增加,同时将大气中的氮素固定到土壤中,使土壤特性不断得到改善,改善后的土壤又能为植被恢复提供更多的营养物质,促进植被恢复,二者相互促进,互为动力。另一方面随着植被的恢复,地表覆盖度增大,从而有效地防止或减轻水蚀和风蚀的形成和程度,减少土壤养分的流失,因此对养分有效地增源节流是植被恢复改善土壤特性的主要原因。

表 2 不同植被恢复后土壤性状

Table 2 Characteristics of soils in different habitats									
样地编号 Plot	有机碳 Organic C (g/kg)	全氮 Total N (g/kg)	碱解氮 Available N (mg/kg)	全磷 Total P (g/kg)	速效磷 Available P (mg/kg)	C/N 比 C/N Ratio	速效钾 Available K (mg/kg)	pH (H ₂ O, 1:2.5)	容重 (g/cm ³) Bulk density
CK	2.74 g	0.365 g	20.90 g	0.549 e	1.64 d	7.51	105.4 h	8.73 c	1.17 c
RP5	2.81 g	0.357 g	17.59 h	0.486 g	1.57 d	7.87	118.2 g	8.84 a	1.28 a
RP10	3.69 f	0.453 f	35.50 f	0.505 f	1.83 d	8.15	144.1 f	8.76bc	1.23 ab
RP15	6.44 c	0.670 e	60.4 c	0.568 d	3.59 b	9.61	169.1 d	8.62 d	1.16 c
RP20	6.52 c	0.710cd	59.06 c	0.560de	3.46 a	9.18	193.1 b	8.44 g	1.08 d
RP25	5.93 d	0.702 d	58.73 c	0.572cd	2.54 c	8.45	202.9 a	8.77 b	1.08 d
RP30	5.94 d	0.731 c	41.48 e	0.614 a	1.97 d	8.13	174.3 c	8.74bc	1.04 d
RP40	5.57 e	0.700 d	46.78 d	0.585bc	2.67 c	7.96	192.5 b	8.53 e	0.93 e
RP50	10.18 b	1.041 b	78.30 b	0.594b	3.30 b	9.78	161.3 e	8.43 g	0.90 e
PO	20.80 a	1.894 a	109.5 a	0.613 a	3.53 b	10.98	194.7 b	8.47 f	0.72 f

* 同一列中所带字母不相同,表明样地之间达到 1% 的显著差异 Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 1% level

在植被恢复过程中,植物生长特性导致了土壤性质的改善,并呈现出一定的规律性。在刺槐幼龄期,植物生物量低,归还到土壤的枯枝落叶和营养物质少,同时水土流失相对较强,养分积累较少,到了中龄和近熟期,刺槐生长加速,覆盖度增大,归还物质增多,水土流失减弱,养分损失减少,土壤性质迅速改善;成熟林期,土壤干层形成,刺槐生理机能降低,生长减慢,土壤养分积累略有下降;成熟林后期,刺槐林开始衰败,但是多年来对土壤的改善有利于刺槐林下后续演替物种的生长和发育,林层多层化,森林斑块初步形成,物种丰富度增大,特别是低等植物的出现,代谢途径更加多样化,对土壤性质的改善显著增强。但与天然次生侧柏林相比,其土壤养分含量还是存在一定差距,土壤质量要恢复到该区演替顶级群落时的水平,还需要一个相当长的时期。由此表明在黄土丘陵区侵蚀环境下依靠生物的自肥作用恢复土壤质量是可能的,如措施得当,在该区恢复健康持久性的天然植被,实现秀美山川是完全可行的。

2.2 土壤微生物量分异特征

土壤微生物量是指土壤中体积小于 5 × 10³ μm³ 具有生命活性特征的有机物质的总量,是土壤物质和能量循环转化的动力,是表征土壤肥力特征的重要参数之一,可以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^[8]。由表 3 可见坡耕地改为刺槐林,土壤微生物量随栽植年限的增加变化显著,其中微生物量碳在恢复 10a 后、微生物量氮和磷在 15a 后增加达到显著水平,并随着年限的增加微生物量碳、氮、磷开始逐渐增加,在近熟林和成熟林期基本达到稳定,成熟林后期又开始上升,恢复 50a 的刺槐林微生物量碳、氮和磷较坡耕地分别增加为 213%、201% 和 83%,但分别仅为天然侧柏林的 50.98%、55.17% 和 61.48%。土壤微生物是土壤中有生命的成分,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,侵蚀环境下坡耕地由于耕作、施肥等人为措施,经营强度大,表土侵蚀严重,有机物质矿化加剧,导致微生物

物量含量降低^[19~21]。人工栽植刺槐林后,随着年限的增加,有机物质输入逐渐增多,供微生物利用的碳源氮源增大,微生物活性和微生物量升高。Jia 等研究结果表明,微生物生物量随着恢复年限增加,在 17a 时达到最高值,而后下降,最后保持在一个比较稳定的水平^[22]。本研究结果与之相似,所不同的是在恢复后期微生物量又开始升高,造成此现象可能是因为植被演替过程中,先锋物种为植物群落的拓殖和更替提供了良好的生态环境,促进后续演替物种的生长与发育,从而促进群落演替的进程,达到生态系统的良性发展。同时发现,人工刺槐林虽然可以显著增加土壤微生物量,但仍显著低于该区顶级群落的土壤微生物量,显然表明人工促进生态恢复要达到破坏前时的土壤微生物量水平还需一个漫长的过程。

Jenkinson^[23]研究认为,在无外部因素干扰的情况下,土壤微生物量并不能完全反映微生物的活性、结构和功能,因此在分析微生物量的绝对量外,还应考虑微生物量碳、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。据表 3 知,人工栽植刺槐林后土壤微生物量碳、氮、磷占有机碳、全氮和全磷的比例分别为 3.58%~5.84%、5.51%~6.81%和 1.29%~2.34%,Zeller 等研究^[24]报道土壤微生物量碳、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%,本结果与前人研究相似,但微生物量碳和氮所占比例相对偏高,而微生物量磷所占比例偏低,侵蚀环境下的黄土高原土壤有机碳和氮素贫瘠,微生物代谢功能期短,要维持植物生长所需要的碳源、氮源和营养物质,则必须提高微生物量在有机碳和全氮中所占比例来维持高的物质代谢能力。土壤微生物商(q_{MB})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^[25],可以用来监测土壤有机质和灵敏地指示土壤微生物生物量^[26]。 q_{MB} 随恢复年限的递增表现为先增大后减小,坡耕地有机物归还量少, q_{MB} 较高(表 3);人工栽植刺槐林后,返还到土壤中的有机物含量增大, q_{MB} 降低,随着恢复年限的增加,林木生长加速,为了满足植被所需要的碳源,必须提高 q_{MB} 来维持高的有机物代谢和物质循环,到了成树林阶段,林木生长减弱,森林斑块开始形成,林内凋落物增多,可利用碳源绝对量增大,惰性有机碳开始积累, q_{MB} 显著降低^[27,28]。

表 3 不同植被恢复后土壤微生物量、呼吸强度和 q_{MB} 值

Table 3 Microbial biomasses, respiration strengths and q_{MB} values of soil in different vegetation recovery

样地 Plot	微生物量碳 (SMBC) Microbial biomass-C (mg/kg)	微生物量 氮(SMBN) Microbial biomass-N (mg/kg)	微生物量 磷(SMBP) Microbial biomass-P (mg/kg)	微生物量 碳/有机碳 Cmic/TOC ratio(%)	微生物量 氮/全氮 Nmic/TN ratio(%)	微生物量 磷/全磷 Pmic/TP ratio(%)	微生物量 碳/氮 SMBC/SMBN Cmic/Nmic ratio(%)	呼吸强度 Microbial Respiration (mg/(kg·d))	代谢商 Metabolic quotient (mgCO ₂ /(Cg biomass·C·h))
CK	129.42 g	19.02 d	6.73 f	4.72 b	5.21 e	1.23 e	6.80	52.7 e	16.97 e
RP5	121.06 g	24.31 d	6.66 f	4.31bcd	6.81 a	1.37 e	4.98	107.5 c	37.00 a
RP10	159.51 f	27.44 d	6.53 f	4.32bcd	6.06abc	1.29 e	5.81	120.5 b	31.48 b
RP15	282.69 e	37.65 c	9.92 e	4.39bc	5.62bc	1.75 d	7.51	166.7 a	25.40 c
RP20	307.05cd	41.44 c	13.10 b	4.71 b	5.84ab	2.34 b	7.41	170.0 a	23.52cd
RP25	274.71 e	43.72 c	11.71cd	4.63 b	6.23ab	2.05 c	6.28	133.1 b	20.19de
RP30	285.57de	40.69 c	10.86de	4.81 b	5.57bc	1.77 d	7.02	66.8 d	9.75 f
RP40	325.16 c	39.54 c	9.90 e	5.84 a	5.65bc	1.69 d	8.22	56.3de	7.21fg
RP50	404.76 b	57.32 b	12.29bc	3.98cd	5.51bc	2.07 c	7.06	54.8 e	5.64 g
PO	793.91 a	103.89 a	19.99 a	3.82 d	5.49bc	3.26 a	7.64	102.6 c	5.38 g

* 同一列中所带字母不相同,表明样地之间达到 1% 的显著差异 Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 1% level

黄昌勇等研究认为,微生物量碳氮比可以反映土壤微生物种类和区系^[29],一般情况下,细菌的碳氮比在 5:1 左右,放线菌在 6:1 左右,真菌在 10:1 左右^[30,31]。营造刺槐林初期,微生物量碳/氮低于坡耕地,小于 6:1;而后比值增大,高于 6:1(表 3),说明在恢复初期土壤中细菌数量在微生物总数所占比例高于中后期,植被凋落物与根系统物质分解过程诱导微生物区系发生变化,从而促进演替进程的发展。

2.3 土壤呼吸强度及代谢商

土壤呼吸作为土壤质量和肥力的重要生物学指标,在一定程度上可以反映土壤养分转化和供应能力,表征着土壤的生物学特性和物质代谢强度。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质量的演变过程。人工栽植刺槐林 5a 后土壤呼吸强度较坡耕地显著增大,随着恢复年限延长呼吸强度继续上升,到 15a 至 20a 时达到最大,随后开始下降,50a 时达到最低值,回落到退耕前的水平(表 3)。同时发现呼吸强度和有机碳变化过程不同,说明作为呼吸基质的有机碳的数量和质量对呼吸强度有重要的控制作用。Sparling^[32]认为呼吸代表了活性微生物量碳部分,Anderson 和 Domsch^[33]则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。本研究也发现土壤呼吸强度和微生物量碳变化过程不同步,呼吸强度是否可以用于代表微生物群落全部活性及其相互作用机理还有待于进一步研究。

代谢商 (qCO_2)是基础呼吸强度与微生物量碳的比率,它把微生物生物量的大小和微生物整体活性有机地结合起来,代表了微生物群落的维持能大小和对基质的利用效率,是反映环境因素、管理措施变化等对微生物活性影响的一个敏感性指标^[34,35]。 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,说明利用相同能量而形成的微生物量小, 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。研究发现植被恢复初期 qCO_2 较坡耕地显著升高,随着年限的增长迅速降低,25a 后回落至坡耕地之下,50a 后达到最低值,与天然侧柏林没有显著差异(表 3)。Odum^[36]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。侵蚀环境下坡耕地由于人为干扰严重,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,植被恢复初期,虽然人为干扰因素减少,土壤肥力得到恢复,但植被处于快速增长期,对养分需求量大,所以微生物必须加快对养分的固定来满足植被需要,从而导致微生物体周转速率加快, qCO_2 升高,随着恢复年限的增加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^[37]等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。据此可以推测人工促进生态恢复后随着恢复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变丰富,微生物群落的食物网复杂化,生态系统更趋于稳定,恢复 50a 后森林生态系统已初步形成。

表 4 土壤微生物量、呼吸强度和 qCO_2 值与养分因子相关性分析 ($n = 10$)

Table 4 Correlation coefficient among Microbial biomasses, respiration strengths, qCO_2 values and Characteristics of soils ($n = 10$)												
R	SMBC	SMBN	SMBP	Respiration	qCO_2	Years	TOC	TN	Available N	TP	Available P	Available K
SMBC	1.000	0.991 **	0.957 **	-0.025	-0.665 *	0.891 **	0.987 **	0.994 **	0.938 **	0.697 *	0.555	0.606
SMBN		1.000	0.955 **	-0.005	-0.614	0.874 **	0.992 **	0.997 **	0.939 **	0.645 *	0.515	0.586
SMBP			1.000	0.124	-0.612	0.634	0.938 **	0.949 **	0.934 **	0.711 *	0.613	0.709 *
Respiration				1.000	0.593	-0.679	-0.008	-0.048	0.151	-0.276	0.394	0.313
qCO_2					1.000	-0.962 **	-0.597	-0.653 *	-0.595	-0.909 **	-0.359	-0.456
Years						1.000	0.809 *	0.892 **	0.674	0.799 *	0.436	0.485

* 表示差异达显著水平 ($p < 0.05$), * * 表示差异达极显著水平 ($p < 0.01$), 恢复年限与其它因子相关性 $n = 9$ Correlation coefficient labeled by * and * * indicate significant difference at $p = 0.05$ and $p = 0.01$ respectively

2.4 土壤微生物量、呼吸强度与恢复年限、养分的耦合作用

对微生物量、呼吸强度与土壤主要肥力因子、年限进行相关性分析,结果表明,微生物量碳、氮、磷之间存在极显著相关,而且它们分别与有机碳、全氮、碱解氮和全磷呈显著或极显著相关, qCO_2 与微生物量碳、全氮和全磷呈显著或极显著负相关,而呼吸强度则和其它因子相关性较小,未达到统计学上的显著水平(表 4)。

因而,植被恢复过程中土壤微生物量与养分状况关系密切^[38],植被恢复通过改善土壤质量间接影响微生物量变化,显然用微生物量碳、氮、磷和 $q\text{CO}_2$ 可以作为土壤质量的生物学指标。同样从表4可以看出微生物量碳、氮、 $q\text{CO}_2$ 、有机碳、全氮、全磷和恢复年限呈显著或极显著相关,回归分析结果显示,植被恢复过程中土壤微生物量碳、氮、有机碳、全氮、全磷、 $q\text{CO}_2$ 的年增长率分别为5.62 mg/kg、0.640 mg/kg、0.119 g/kg、0.012 g/kg、0.002 g/kg和-0.52 mgCO₂/ (Cg biomass·C·h),据此估算,该区坡耕地土壤质量要想恢复到破坏前天然林水平,通过人工植被恢复,微生物量碳、氮、 $q\text{CO}_2$ 、有机碳、全氮、全磷分别需要121、126、150、125、50a和49a。据此可知,相对于林地开垦后的土壤肥力退化^[39,40],靠人工林自肥能力来恢复土壤肥力在一定程度上是可能的,但此过程要漫长得多,因此必须从植被建设角度对林分管理及后续物种的引入进行深入研究来加速促进生态恢复的进程。

3 结论

(1)侵蚀环境下人工刺槐林促进生态恢复过程中,随着恢复年限递增土壤理化性质得到显著改善,主要表现为有机碳、全氮、全磷、碱解氮、速效磷和速效钾含量大幅增加,容重和pH值显著降低。恢复50a后土壤有机碳、全氮、碱解氮、速效磷和速效钾含量较坡耕地增幅分别为272%、185%、275%、101%和82%,而容重降低了30%,但与天然侧柏林相比,有机碳和全氮含量仅为其48.94%和54.96%,容重则为其125%。

(2)土壤微生物量随恢复年限递增变化显著,微生物量碳在恢复10a后、微生物量氮和磷在15a后增加达到显著水平,并随年限延长,在近熟林和成熟林期达到基本稳定,成熟林后期又开始上升,恢复50a的刺槐林微生物量碳、氮、磷较坡耕地分别增加213%、201%和83%,但仅为天然侧柏林的50.98%、55.17%和61.48%。

(3)呼吸强度随恢复年限延长先升高后降低,与有机碳变化规律不同步;人工刺槐林营造初期 $q\text{CO}_2$ 较坡耕地显著升高,随着恢复进程 $q\text{CO}_2$ 迅速降低,25a后回落到坡耕地以下,50a后达到最低值,和天然侧柏林差异不显著。

(4)相关性分析结果显示,微生物量碳、氮、磷、 $q\text{CO}_2$ 与土壤化学养分相关性最为密切,达到显著($p < 0.05$)或极显著水平($p < 0.01$),可以作为评价土壤质量的生物学指标,而微生物量碳、氮、 $q\text{CO}_2$ 、有机碳、全氮、全磷和恢复年限显著或极显著相关。

(5)人工刺槐林促进生态恢复可以依靠生物的自肥作用恢复土壤肥力和增加土壤微生物量,但是要恢复到破坏前该地区顶级群落时的土壤微生物量和理化性状,还需要一个漫长的阶段,这个阶段大约需要上百年的时间,因此要加速生态恢复进程必须进一步研究林分管理、人工引种等人为措施,以影响植物群落的拓殖与更替,促进该区生态系统健康持久性发展,实现秀美山川。

References :

[1] Harris J A. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. Eur. J. Soil Sci. ,2003 ,54 :801 — 808.

[2] Paul E A , Voroney R P. Nutrient and energy flow through soil microbial biomass. Ellwood D C , Hedger J N , Latham MJ , et al. eds. Contemporary Microbial Ecology. London : Academic Press ,1980. 215 — 237.

[3] Jenkinson D S , Ladd J N. Microbial biomass in soil : measurement and turnover. Paul E A , Ladd J N , Soil Biochemistry. Vol 5. New York : Dekker ,1981. 414 — 472.

[4] Anderson T H , Dormsch K H. The metabolic quotient for CO₂ ($q\text{CO}_2$) 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.

[5] Powlson 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.

[6] 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.

[7] 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 :1389 — 1401.

- [8] Ross D J, Estimation of soil microbial C by a fumigation extraction method : influence of seasons , soils and calibration with the fumigation-incubation procedure. *Soil Biol Biochem.* ,1990 22 295 — 300.
- [9] Lamb D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands :The potential role of timber plantations. *Restor. Ecol.* ,1998 ,6 :271 — 279.
- [10] Campbell B M , Frost P , King J A , *et al.* The influence of trees on soil fertility on two contrasting semi arid types at Matopos , Zimbabwe. *Agrofor. Syst.* , 1994 , 28 : 159 — 172.
- [11] Gong J , Chen L D , *et al.* Effects of vegetation restoration on soil nutrient in a small catchment in hilly Loess Area. *Journal of Soil and Water Conservation* , 2005 , 19 (1) 93 — 96.
- [12] Jiao F , Wen Z M , *et al.* Heterogeneity of soil nutrients of cropland returning to forest on the loess hilly region. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* 2005 , 11 (6) 724 — 730.
- [13] Liu G B. Soil conservation and sustainable agriculture on Loess Plateau : challenge and prospective. *AMBIO* , 1999 28 (8) 663 — 668.
- [14] Horwath , Paul P A. Soil Biomass. In *Methods of Soil Analysis , Part 2. Chemical and Microbiological Methods.* Agronomy Monograph No. 9 , 2nd eds. American Society of Agronomy , Madison , WI , 1994. 753 — 761.
- [15] He Z L. Method for measuring soil microbial biomass present and future. *Progress in Soil Science* , 1994 22 (4) 36 — 44.
- [16] Xu G H , Zheng H Y. Analytical handbook of soil microbes. Beijing : Agriculture Press , 1986.
- [17] Lu R K. Analytical Methods for Soil and Agricultural Chemistry. Beijing : China Agricultural Sciencetech Press , 1999. 13 — 169.
- [18] Rutigliano F A , Ascoli R D , De Santo AV. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. *Soil Biol. Biochem.* , 2004 , 36 : 1719 — 1729.
- [19] Wang Y , Shen Q R , Shi R H. Soil Microbial biomass and its ecological effects. *Journal of Nanjing Agricultural University* , 1996 , 19 (4) 45 — 51.
- [20] Yang W D , Wang Z Q , Sui G P , *et al.* Impact of soil erosion on soil fertility and land productivity. *Chin J Appl Ecol* , 1999 , 10 (2) 175 — 178.
- [21] Zhang C E , Liang Y L , He X B. Effects of plastic cover cultivation on Soil microbial biomass. *Acta Ecologica Sinica* , 2002 22 (4) 508 — 512.
- [22] 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 Ziwuiling , northwest China. *Forest Ecol. Manag.* , 2005 , 17 : 117 — 125.
- [23] Jenkison D S. An extration method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* , 1987 , 19 703 — 707.
- [24] 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.
- [25] 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.
- [26] 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.
- [27] Bauhus J , Pare D , Côté L. Effects of tree species stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biol. Biochem.* , 1998 , 30 : 1077 — 1089.
- [28] Landgraf D. Dynamics of microbial biomass in Cambisols under a 3 year succession fallow in North Eastern Saxony. *Plant Nutr. Soil Sci.* , 2001 , 164 : 665 — 671.
- [29] Huang C Y , Li B G , Pan G X , *et al.* *Pedology.* Beijing : Agricultural Press , 2000. 50 — 64.
- [30] Chen G C , He Z L. Study on different land Used Patterns on red soil Microbial Biomass. *Chinese Journal of Soil Science* , 1998 29 (6) 276 — 278.
- [31] Wardle DA. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass : A global synthesis . *Soil Bio Biochem* , 1998 30 (13) 1627 — 1637.
- [32] Sparling J P. Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* , 1981 13 93 — 98.
- [33] 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.
- [34] 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.
- [35] Brookes P C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals . *Biol Fert Soils* , 1995 , 19 269 — 279.
- [36] Odum E. Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience* , 1985 35 419 — 422.
- [37] Andrews J H , Harris F. r- and k-selection and microbial ecology. *Adv. Microb. Ecol.* , 1986 9 99 — 147.
- [38] Arunachalam A , Pandey H. Ecosystem restoration of Jhum fallows in Northeast India : microbial C and N along altitudinal and successional gradients. *Restorat. Ecol.* , 2003 , 11 : 168 — 173.
- [39] Zha X , Huang S Y. Study on Soil Erosion Process and Evolution of Soil Physicochemistry Characteristics on Sloping Farmland . *Journal of Mountain*

Research ,2001 ,19 (2) :109 — 114.

[40] Shi Y X ,Tang K L. Soil Nutrient Degradation under influence of Forest Land Acelerated Erosion . Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation ,1996 2 (4) 26 — 33.

参考文献：

[11] 巩杰,陈利顶,等.黄土丘陵区小流域植被恢复的土壤养分效应研究.水土保持学报,2005,19(1):93~96.

[12] 焦峰,温仲明,等.黄土丘陵区退耕土壤养分变异特征.植物营养与肥料学报,2005,11(6):724~730.

[15] 何振立.土壤微生物量的测定方法.现状和展望.土壤学进展,1994,22(4):36~44.

[16] 许光辉,郑洪元.土壤微生物分析方法手册.北京:农业出版社,1986.226~227.

[17] 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.

[19] 王岩,沈其荣,史瑞和,等.有机、无机肥料施用后土壤生物C、N、P的变化及N素转化.土壤学报,1998,35(2):226~233.

[20] 杨武德,王兆骞,胥国平,等.土壤侵蚀对土壤肥力及土地生物生产力的影响.应用生态学报,1999,10(2):175~178.

[21] 张成娥,梁银丽,贺秀斌.地膜覆盖玉米对土壤微生物量的影响.生态学报,2002,22(4):508~512.

[29] 黄昌勇,李保国,潘根兴,等.土壤学.北京:中国农业出版社,2000.50~64.

[30] 陈国潮,何振立.红壤不同利用方式下的微生物量的研究.土壤通报,1998,29(6):276~278.

[39] 查轩,黄少燕.植被破坏对黄土高原加速侵蚀及土壤退化过程的影响.山地学报,2001,19(2):109~114.

[40] 史衍玺,唐克丽.林地开垦加速侵蚀下土壤养分退化的研究.土壤侵蚀与水土保持学报,1996,2(4):26~33.