

不同植被恢复措施下剖面根系与 SOC 的分布特征

王彦丽

(内蒙古鄂尔多斯市环境保护中心监测站, 内蒙古 鄂尔多斯 017000)

摘 要:根系是影响水土流失和土壤有机碳(SOC)变化的重要因素。在水土流失区,研究不同植被恢复措施下,根系生物量和土壤有机碳的分布特征对了解区域土壤碳循环具有重要意义。在水土流失严重的黄土丘陵沟壑区的燕沟小流域,选择地形条件类似的梁峁坡,采集了 10 种不同植被治理恢复措施下的剖面(0—100 cm)根系和土壤样品,研究了根系生物量和 SOC 在剖面的分布特征。结果显示:不同治理措施下的 SOC 呈现出灌木>乔木>灌木>草本的趋势,而根系生物量呈现出乔木>灌木>灌木>草本的趋势;SOC 和细根生物量都随土层深度的增加呈对数递减趋势,但同一土层 SOC 和细根生物量的分布不一致,且根系比 SOC 的分布浅。

关键词:恢复措施;有机碳;植物根系

中图分类号:S153.6⁺1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2013)06-0019-05

Profile Distribution Characteristics of Root Biomass and Soil Organic Carbon under Different Vegetation Restoration Measures

WANG Yan-li

(Center Station of Environmental Protection Monitoring of Erdos City, Inner Mongolia, Erdos 017000, China)

Abstract: Roots play an important role in soil erosion control and carbon sequestration. It is significant to understand profile distribution characteristics of root biomass and soil organic carbon (SOC) under different vegetation restoration measures in soil eroded area. In the small watershed of Yan-gou in Loess Hilly Region of China, 10 sites were selected to sample roots and soil under similar topography condition of ridge slope to study the profile distribution characteristics of root biomass and soil organic carbon. SOC in 0—100 cm showed the trend of shrub>woods>shrub and grass>grass, but fine root biomass showed the trend of the woods>shrub>shrub and grass>grass; both SOC and fine root biomass logarithmically decreased with soil depth, however, distribution of SOC was inconsistent with fine root biomass, and distribution of fine root was shallower than the SOC.

Key words: vegetation recovery measures; soil organic carbon; root system

水土流失伴随着 SOC 的流失^[1],特别是在地形破碎、沟壑纵横的黄土高原地区,严重的土壤侵蚀导致该地区的 SOC 密度和储量均处于全国最低水平,甚至 SOC 含量与母质没有差异^[2]。水土流失治理可显著提高 SOC 含量,据估计,全球水土流失治理的固碳潜力为 1.47~3.04 PgC/a^[3]。植被恢复是治理水土流失的根本措施,一方面,植物根系通过对土壤的穿插、缠绕、网络以及固结作用,增加了土壤的抗蚀性、抗冲性以及固定作用^[4-5];另一方面,植物根系主要通过影响有机物向土壤中的归还量^[6-7]及其本身性质的差异^[8]最终导致 SOC 的差异。根系作为联系生态系统地上过程和地下过程的枢纽^[9],影响着土壤中养分向植物的输送以及养分在土壤中的运移^[10]。

根系分布影响土壤剖面中碳的位置,而植被的地上地下部分的分配影响碳在剖面内的相对数量^[11]。目前,大量的研究关注植被恢复措施(根系)在水土流失中的作用,但水土流失治理(植被恢复措施)后,根系生物量与 SOC 的剖面分布及二者的关系研究相对较少。

近年来,通过植被重建,治理水土流失、提高区域碳汇能力进而改善生态环境成为黄土高原地区生态环境建设的主要目标,但剖面内根系与 SOC 的分布特征以及二者的关系研究很少。因此,本研究基于黄土丘陵沟壑区典型小流域,在同一地形上(梁峁坡),选取不同的植被恢复措施,研究剖面内 SOC 与细根生物量的分布特征,以期揭示根系对 SOC 影响的机理提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 流域概况

燕沟流域(36°28′—36°32′N, 109°20′—109°35′E)位于陕西省延安市宝塔区,主沟长 8.6 km,呈东南—西北流向,总面积约 48 km²,海拔 986~1 425 m,以梁峁地貌为主,沟壑密度为 4.8 km/km²,属于典型的黄土丘陵沟壑区。研究区为暖温带半湿润向半干旱过渡区,年平均气温 9.8℃,多年平均降雨量约 558 mm。土壤为半熟化状态的黄绵土(约占 90%以上),肥力较低。治理前(1997 年以前)流域水土流失面积 42.55 km²,占总面积的 88.65%,土壤侵蚀模数为 9 000 t/(km²·a),属于强度水土流失地区^[12]。

该区植被类型多样,属暖温带阔叶林向温带草原过渡地带。人工草被主要为紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.),分布较少;人工灌木林主要为柠条(*Caragana korshinskii*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、杠柳(*Periploca sepium* Bge);人工乔木主要为刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、山杨(*Pobulus davidiana*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、仁用杏(*Prnuus armeniac sibirica*)、侧柏(*Biota orientalis*)。天然草被主要为铁杆蒿(*Artemisia gmelinii*)、长芒草(*Stipa bungeana*)、白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)、狗尾草(*Setaria viridis* L.)、黄蒿(*Artemisia scoparia*);天然灌木林主要为黄刺玫(*Rosa xanthina*)、狼牙刺

(*S. vicifdia*)、虎榛子(*Ostryopsis Davidiana* De-ne)、灰栒子(*Cotoneaster acutifolius* Turcz)、北京丁香(*Syringa pekinensis* Rupr);天然乔木林主要为辽东栎(*Queccus liaotungensis*)、白桦(*Betula platyphylla*)、天然小乔木鼠李(*Rhamnus davurica*)。其中,灌木林分布最广。

1997 年以来,在流域南部、中部、北部配置了不同的水土流失治理措施,南部主要以涵养水源的天然次生林为主,中部以人工水土保持植被为主,北部以农田和经济林为主。

1.2 试验设计与样品采集

于 2009 年 6 月植被生长旺盛期进行野外样品的采集,采样深度定为 1 m,共采集了 10 个植被群落(表 1),包括草本、灌木和乔木,分析其剖面内根系生物量(细根)和 SOC 的差异。为排除其他立地因子的干扰,所选样地都在崩坡上,并保证其他环境因子基本一致。采样时利用 GPS 进行定位,并记录每个样点的海拔、经纬度、地形地貌、植被特征、坡向、采样点重复次数、采样深度等信息。

每个样地的土壤样品各采 3 次重复,用直径为 3 cm 的土钻(根样采 5 次重复,用直径为 9 cm 的根钻)从地表竖直向下分别采集 0—10,10—20,20—40,40—60,60—80,80—100 cm 土层的样品。土壤样品用自封袋收集,根样用塑料袋收集,所有样品带回室内进行分析。

表 1 燕沟流域样地信息

样地号	植被群落	主要植物种	经度/(°)	纬度/(°)	海拔/m
1	灌木	沙棘、黄刺梅	109.539083	36.533694	1133
2	草本	狗尾草、黄蒿等	109.487722	36.533667	1043
3	灌木	沙棘、黄刺梅等	109.538278	36.482250	1203
4	灌草	铁杆蒿、仁用杏等	109.511000	36.498389	1248
5	乔木	刺槐	109.512972	36.535333	1138
6	灌木	虎榛子、黄刺梅、山杨等	109.536444	36.463111	1349
7	灌草	狼牙刺、铁杆蒿等	109.539500	36.535333	1117
8	灌木	虎榛子、丁香	109.542667	36.462750	1258
9	灌木	狼牙刺、丁香、黄刺梅等	109.518833	36.470028	1305
10	乔木	辽东栎	109.557028	36.452833	1374

1.3 室内分析

新鲜土样混合均匀后置于阴凉处自然风干,风干样磨细过 0.25 mm 筛,测定 SOC(H₂SO₄—K₂Cr₂O₇ 外加热法)^[13]含量。挑出土壤中的所有根系,按处理和重复编号后放于塑封袋中,用水清洗干净后,按直径 $\Phi \leq 2$ mm(细根)和 $\Phi > 2$ mm(粗根)分为两级。将直径小于 2 mm 的根系用小纸袋装好置于鼓风干燥箱中 70~80℃烘干至恒重,再分别称重和记录。

1.4 数据处理与统计分析

利用 Excel 软件进行数据的预处理;使用统计软

件 SAS 进行方差分析(Proc GLM 程序包),当 *F* 检验显著时再进行各样地均值间的比较(Duncan 法),用软件 Sigmaplot 10.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同治理措施下 SOC 和根系的分布

表 2 显示了不同植被治理措施下 SOC 和细根密度的变化状况。在 0—100 cm 剖面内,不同治理措施下的 SOC 呈现出灌木>乔木>灌草>草本的趋势(*p* < 0.05)。以草本治理措施为对照,在 0—10 cm 土

层,灌木(12.13 g/kg)、乔木(14.01 g/kg)、灌草(10.54 g/kg)治理措施的 SOC 分别是草本治理措施(9.08 g/kg)的 1.34,1.56,1.16 倍;在 10—20 cm 土层,灌木(9.50 g/kg)、乔木(8.30 g/kg)、灌草(8.53 g/kg)治理措施的 SOC 分别是草本治理措施(7.57 g/kg)的 1.26,1.10,1.13 倍;在 20—100 cm 土层,灌木(4.01~6.78 g/kg)、乔木(3.76~6.43 g/kg)、灌草(3.13~6.92 g/kg)治理措施的 SOC 分别是草本治理措施(2.15~2.97 g/kg)的 1.56~2.28,1.47~2.16,1.45~2.33 倍。

在 0—100 cm 剖面内,不同治理措施下的细根密度呈现出乔木>灌木>灌草>草本的趋势($p<0.05$)。以草本治理措施为对照,在 0—10 cm 土层,灌木(1.78 mg/cm³)、乔木(1.92 mg/cm³)、灌草

(1.03 mg/cm³)治理措施的细根密度分别是草本治理措施(1.30 mg/cm³)的 1.37,1.48,0.79 倍;在 10—20 cm 土层,灌木(1.57 mg/cm³)、乔木(1.95 mg/cm³)、灌草(1.06 mg/cm³)治理措施的细根密度分别是草本治理措施(0.33 mg/cm³)的 4.76,5.91,3.21 倍;在 20—100 cm 土层,灌木(0.18~1.08 mg/cm³)、乔木(0.33~0.89 mg/cm³)、灌草(0.16~0.57 mg/cm³)治理措施的细根密度分别是草本治理措施(0.04~0.17 mg/cm³)的 1.96~7.09,4.00~8.13,1.45~5.00 倍。

2.2 不同治理措施下 SOC 和根系的垂直分异

表 2 给出了不同治理措施下植被群落的 SOC 和细根密度在 1 m 土层范围内的垂直分布情况。SOC 和细根生物量都随土层深度的增加呈对数递减趋势(图 1),但同一土层 SOC 和细根生物量的分布不一致。

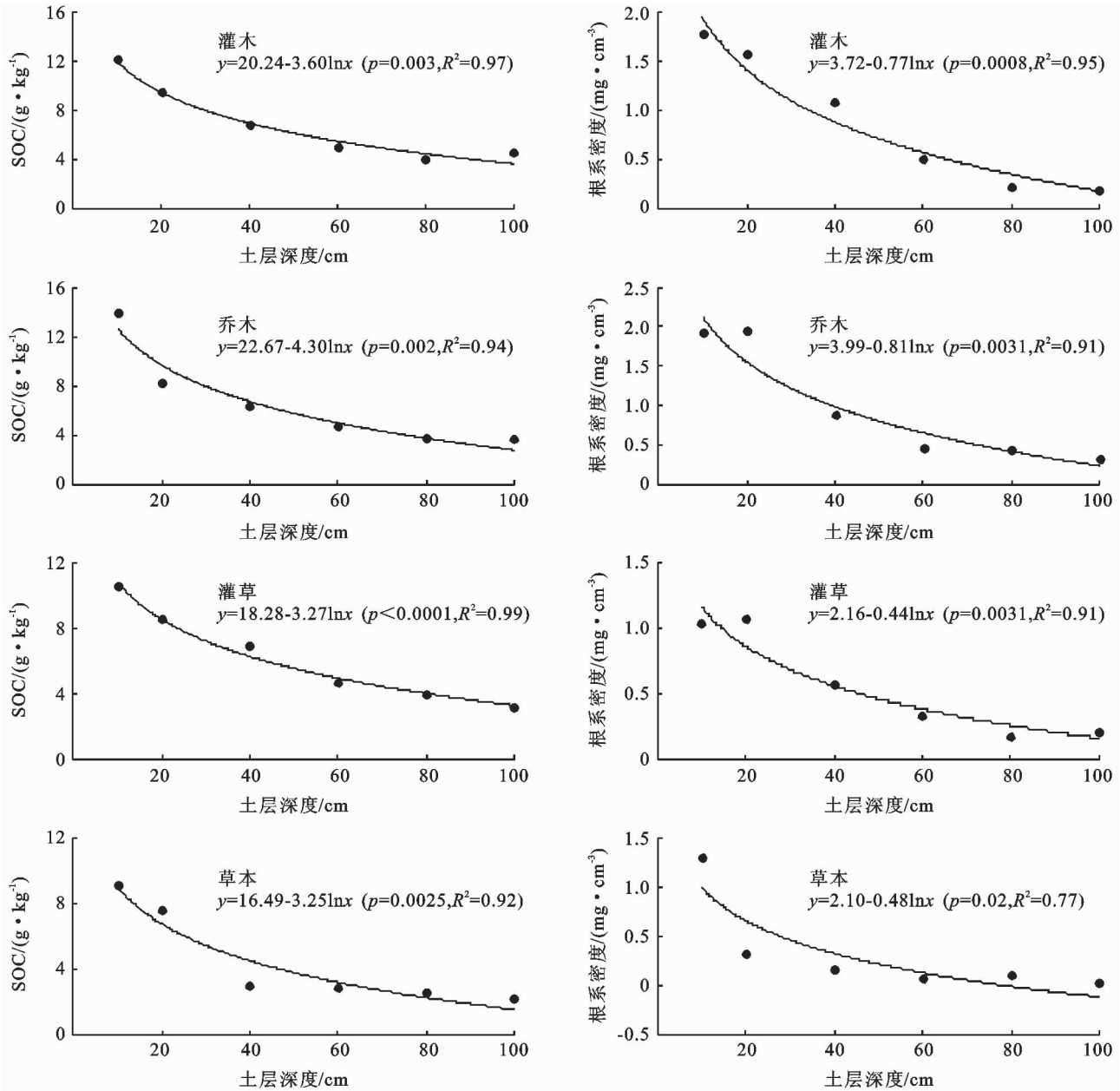


图 1 SOC 和根系密度与土层深度的关系

在剖面内,以 40—100 cm 土层的 SOC 和细根生物量为对照,在 0—10 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别为底层(40—100 cm)的 2.69 倍和 2.00 倍、3.40 倍和 1.55 倍、2.72 倍和 1.50 倍以及 3.59 倍和 5.91 倍;在 10—20 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别为底层(40—100 cm)的 2.11 倍和 1.76 倍、2.02 倍和 1.58 倍、2.20 倍和 1.55 倍以及 2.99 倍和 1.50 倍;在 20—40 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别为底层(40—100 cm)的 1.50 倍和 1.21 倍、1.56 倍和 0.72 倍、1.78 倍和 0.82 倍以及 1.17 倍和 0.77 倍。

在 0—10 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别占整个剖面的 29%和 33%,34%和 32%,28%和 31%以及 38%和 64%;在 10—20 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别占整个剖面的 23%和 30%,20%和 33%,23%和 32%以及 28%和 16%;在 20—40 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别占整个剖面的 16%和 20%,16%和 15%,18%和 17%以及 11%和 8%;但在 40—100 cm 土层,灌木、乔木、灌草和草本治理措施的 SOC 和细根生物量分别占整个剖面的 32%和 17%,30%和 21%,31%和 21%以及 28%和 11%。

表 2 不同土层有机碳和根系的差异

类型	土层深度/cm	乔木	灌木	灌草	草本
有机碳/(g·kg ⁻¹)	0—10	14.01±1.07A	12.13±1.44A	10.54±1.27A	9.08±0.53A
	10—20	8.30±0.31B	9.50±1.52B	8.53±1.34B	7.57±0.67A
	20—40	6.43±0.86B	6.78±1.43C	6.92±0.63BC	2.97±0.18B
	40—60	4.81±0.71C	4.97±0.61C	4.62±0.83C	2.87±0.42B
	60—80	3.79±0.69C	4.01±0.52C	3.89±0.47C	2.57±0.32B
	80—100	3.76±0.44C	4.55±0.73C	3.13±0.33 C	2.15B
细根密度/(mg·cm ⁻³)	0—10	1.92±0.38A	1.78±0.62A	1.03±0.35A	1.30±0.41A
	10—20	1.95±0.29A	1.57±0.50A	1.06±0.16A	0.33±0.04B
	20—40	0.89±0.15B	1.08±0.18A	0.57±0.16B	0.17±0.04B
	40—60	0.47±0.05C	0.50±0.08B	0.33±0.09B	0.07±0.03B
	60—80	0.44±0.14C	0.22±0.03B	0.16±0.04B	0.11±0.07B
	80—100	0.33±0.07C	0.18±0.05B	0.20±0.05B	0.04±0.01B

注:大写字母表示各层次间的差异达到极显著水平($p<0.001$)。

3 讨论

3.1 根系生物量对土壤有机碳的影响

植被根系一方面能减少水土流失^[14-15],另一方面显著地影响土壤中有有机碳的累积,根系对 SOC 的影响主要表现在:不同植被治理措施归还到土壤中的根系生物量不同,在 0—100 cm 剖面内,灌木、乔木以及灌草恢复措施的根系生物量分别是草本恢复措施根系生物量的 4.3 倍、5.2 倍以及 3.1 倍(表 2),这与已有的研究结果类似^[6-7];不同根系的生物化学性状不同,从而使得有机物的分解速率不同^[16-17]。例如,林草地根系的降解性要难于农田,因为凋落物分解的难易程度与自身的 C:N 呈反相关^[16];地下根系的生化特征会因植被类型的改变而发生显著的变化,例如,玉米根系中的纤维素和木质数含量分别为 49%和 12%,黑麦草中则分别为 30%和 9%^[17]。根系分泌物和细根的周转是 SOC 的主要来源^[16,18],但不是唯一的来源,同时土壤中的有机碳的累积还受其他环境因素和生物因素的制约,这可以从根系生物量与 SOC 的对数关系得到验证(图 2)^[19],即随着根系密度的增

加土壤有机碳呈对数增加趋势,但不同植被恢复措施的增加程度不同,且呈现出乔木措施(单位根系密度的转化系数为 4.38)>灌草措施(单位根系密度的转化系数 3.91)>灌木措施(单位根系密度的转化系数为 2.87)>草本措施(单位根系密度的转化系数 2.33)的趋势。随着根系输入到土壤中的有机物质增加, SOC 不断积累,越利于植被的生长,从而能更有效地减少水土流失和改善生态环境,特别在水土流失严重和生态环境恶化的黄土高原地区显得尤为重要。

3.2 土壤有机碳和根系的垂直分异

根系作为 SOC 的主要来源^[18],其在剖面的分布及数量决定着 SOC 的分布以及数量,但根系生物量不是决定 SOC 分布以及数量的唯一因素,因而研究发现 SOC 和根系在剖面的分布并不一致(表 1),例如,Weaver 等^[20]发现,在 0—15 cm 的土层中有机质含量占整个剖面(0—100 cm)的 40%,但相应土层中的根系生物量却占整个剖面生物量的 70%;同时 Gill^[21]研究也发现,在 0—100 cm 的剖面中,根系生物量的 75%处于 0—15 cm 处,而相应的有机质却只占 23%;尽管根系与 SOC 在剖面的分布并不一致,但

王一冬^[19]在我国内蒙古地区研究得出,在 0—300 cm 的土壤剖面中,根系生物量密度与 SOC 含量呈正的线性相关($R^2=0.62$),但与 SIC 呈负的指数相关;但也有学者研究得出土壤有机碳在剖面内的分布不仅决定着根系的分布^[20],植被类型的自身性质或者降水也可以决定其分布^[19]。已有的研究表明植被的根系分布比土壤有机碳的分布浅^[13]。

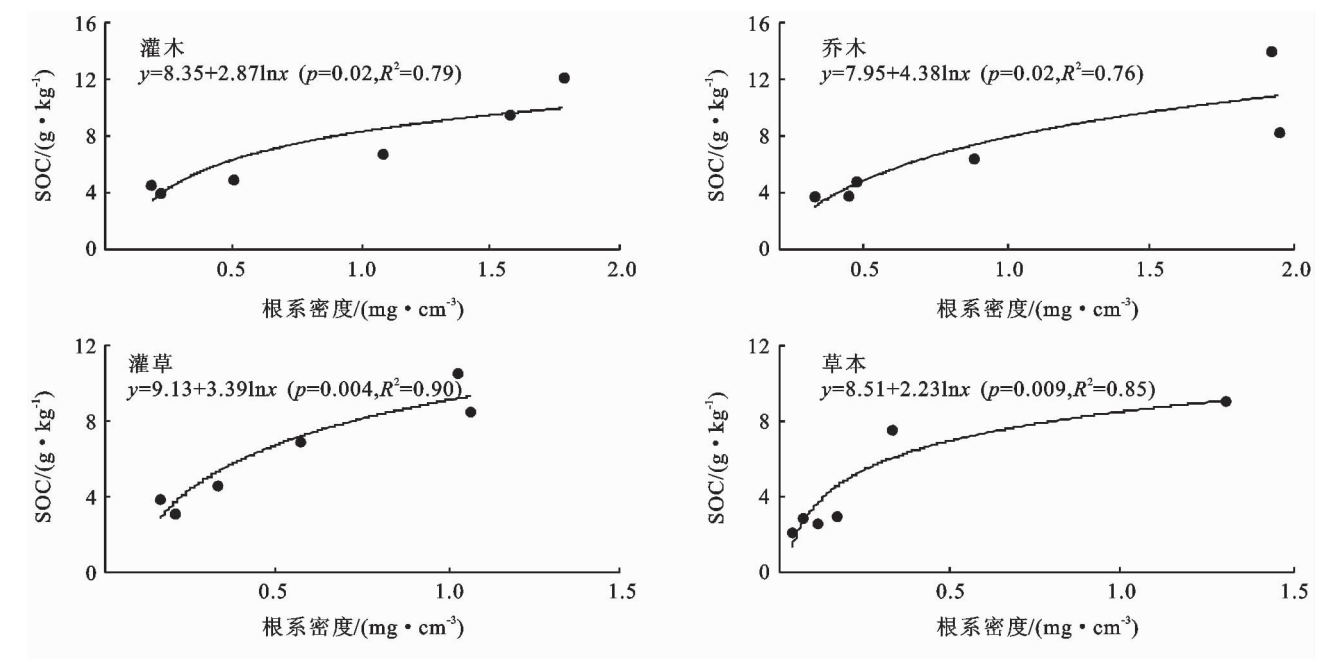


图 2 SOC 和根系密度的关系

根系生物量和 SOC 在不同植被治理措施下呈现出明显差异,无论是根系生物量还是 SOC 均呈现出表层大于深层的趋势,且均随土层深度的增加呈对数递减趋势;SOC 和根系在剖面的分布不一致,并且根系比 SOC 的分布浅,但二者呈对数增加趋势。

参考文献:

[1] 毕银丽,王百群.黄土丘陵区坝地系统土壤养分特征及其及侵蚀环境的关系:Ⅰ.坝地土壤的理化性状及其数值分析[J].土壤侵蚀与水土保持学报,1997,3(3):1-9.

[2] 杨文治,余存祖.黄土高原区域治理与评价[J].北京:科学出版社,1992.

[3] Lal R. Global soil erosion by water and carbon dynamics [M]// Lal R, Klmblkle J, Levine E. Soil and Global Change. Boca Raton FL;Lewis Publishers,1995.

[4] 毛谔,孟广涛,周跃.植物根系对土壤侵蚀控制机理的研究[J].水土保持研究,2006,13(2):241-243.

[5] 李鹏,李占斌,郑良勇.植被保持水土有效性研究进展[J].水土保持研究,2002,9(1):76-80.

[6] French N R, Steinhorst R K, Swift D M. Grassland biomass trophic pyramids[J]. Perspectives in Grassland Ecology, Ecol., Studies,1979,32:59-87.

[7] 沈善敏.无机氮对土壤氮矿化与固定的影响:兼论土壤

无论是 SOC 还是根系生物量,均呈现出上层(0—20 cm)大于下层(20—100 cm)的趋势,这与许多研究者得出的结论一致^[22],这可能与剖面内微生物的分布、数量、结构有关,还有可能与剖面内土壤中的养分状况以及水分可利用性密切相关,但具体原因有待进一步研究。

氮的“激发效应”[J].土壤学报,1986,23(1):10-16.

[8] Rovira P, Vallejo V R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil;An acid hydrolysis approach[J]. Geoderma,2002,107(1):109-141.

[9] Trumbore S E, Gaudinski J B. The secret lives of roots [J]. Science,2003,302(5649):1344-1345.

[10] 韩凤朋,郑纪勇,张兴昌.黄土退耕坡地植物根系分布特征及其对土壤养分的影响[J].农业工程学报,2009,25(2):50-55.

[11] Davidson E A, Savage K, Bostad P, et al. Below-ground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements [J]. Agricultural and Forest Meteorology,2002,113:39-51.

[12] Schenk H J, Jackson R B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems[J]. Journal of Ecology,2002,90(3):480-494.

[13] Jobbagy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation [J]. Ecological Applications,2000,10(2):423-436.

- 空分布特征[J]. 环境科学, 2006, 27(8): 1671-1675.
- [5] Bahar M M, Ohmori H, Yamamuro M. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan [J]. *Limnology*, 2008, 9(1): 19-26.
- [6] Lee S W, Hwang S J, Lee S B, et al. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 92(2): 80-89.
- [7] 孙伟, 陈雯, 陈诚. 水环境协同约束分区与产业布局引导研究: 以江苏省为例 [J]. *地理学报*, 2010, 65(7): 819-827.
- [8] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志 [M]. 北京: 科学出版社, 1998. 3-21.
- [9] 国家统计局与环境保护部. 中国环境统计年鉴 2011 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [10] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计 [J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1008-1017.
- [11] 无锡统计局. 2001—2011 无锡统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2001-2011.
- [12] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2011 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2012.
- [13] Syers J K, Johnston A E, Curtin D. Efficiency of Soil and Fertilizer Phosphorus Use [M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2008.
- [14] Hwang C L, Yoon K. Multiple Attribute Decision Making: Method and Application [M]. New York: Springer-verlag, 1981.
- [15] 张燕, 高翔, 张洪. 农业综合产出对投入资源的敏感性研究 [J]. *中国农业大学学报*, 2011, 16(6): 169-173.
- [16] 朱昌雄, 郭萍. 农业源污染与微生物修复技术 [J]. *现代化工*, 2008, 28(10): 1-6.
- [17] 陈同斌, 曾希柏, 胡清秀. 中国化肥利用率的区域分异 [J]. *地理学报*, 2002, 57(5): 531-538.
- [18] FAO (Food and Agriculture Organization). Fertilizer Use by Crop [M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006.
- [19] 中国环境年鉴编辑委员会. 中国环境年鉴 2001—2010 [M]. 北京: 中国环境年鉴社, 2001-2010.
- [20] 张智峰, 张卫峰. 我国化肥施用现状及趋势 [J]. *磷肥与复肥*, 2008, 23(6): 9-12.

(上接第 23 页)

- [14] 胡海波, 魏勇, 仇才楼. 苏北沿海防护林土壤可蚀性的研究 [J]. *水土保持研究*, 2001, 8(1): 150-154.
- [15] 杨永红, 刘淑珍, 王成华, 等. 含根量与土壤抗剪强度增加值关系的试验研究 [J]. *水土保持研究*, 2007, 14(3): 287-289.
- [16] Szanser M, Ilieva-Makulec K, Kajak A, et al. Impact of litter species diversity on decomposition processes and communities of soil organisms [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(1): 9-19.
- [17] Fernandez I, Mahieu N, Cadisch G. Carbon isotopic fractionation during decomposition of plant materials of different quality [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(3): 1-9.
- [18] Matamala R, González-Meler M A, Jastrow J D, et al. Impacts of fine root turnover on forest NPP and soil C sequestration potential [J]. *Science*, 2003, 302(5649): 1385-1387.
- [19] Wang Y G, Li Y, Ye X H, et al. Profile storage of organic/inorganic carbon in soil: From forest to desert [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(8): 1925-1931.
- [20] Weaver J E, Hougen V H, Weldon M D. Relation of root distribution to organic matter in prairie soil [J]. *Botanical Gazette*, 1934, 96(3): 389-420.
- [21] Gill R, Burke I C, Milchunas D G, et al. Relationship between root biomass and soil organic matter pools in the shortgrass steppe of eastern Colorado [J]. *Ecosystems*, 1999, 2(3): 226-236.
- [22] 赵忠, 李鹏. 渭北黄土高原主要造林树种根系分布特征及抗旱性研究 [J]. *水土保持学报*, 2002, 16(1): 96-99.