

# 东祁连山不同高寒草地型牧草返青期土壤碳分布特征\*

杨成德<sup>1</sup> 陈秀蓉<sup>1</sup> 龙瑞军<sup>2\*\*</sup> 薛莉<sup>1</sup> 张振粉<sup>1</sup>

(1. 甘肃农业大学草业学院 草业生态系统教育部重点实验室 中-美草地畜牧业可持续发展研究中心 兰州 730070;

2. 青藏高原生态系统管理国际中心 兰州大学草地农业科技学院 兰州 730020)

**摘 要** 以东祁连山高寒草地为样点,对土壤有机质、K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳和微生物量碳(氯仿熏蒸浸提法)等进行了研究。结果表明:该区土壤有机质介于 82.3~207.2 g·kg<sup>-1</sup>,植被类型影响土壤有机质含量。土壤 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳介于 23.61~138.81 mg·kg<sup>-1</sup>,分别占土壤有机质和土壤微生物量碳的 0.03%~0.06%和 9.97%~18.46%;灌丛草地中,高山柳草地显著低于杜鹃草地( $P<0.05$ );草本草地中,珠芽蓼草地、沼泽草地和嵩草草地显著高于禾草草地( $P<0.05$ )。土壤微生物量碳介于 156.19~1 182.84 mg·kg<sup>-1</sup>,上层显著高于下层( $P<0.05$ ),除 2005 年沼泽草地外草本草地与灌丛草地间差异显著( $P<0.05$ );微生物量碳对土壤有机质的贡献率介于 0.19%~0.48%,禾草草地最低(0.19%),金露梅灌丛草地最高(0.48%),除珠芽蓼草地和沼泽草地外均为上层高于下层;且除禾草草地和嵩草草地外微生物量碳与土壤有机质、全氮和速效磷间呈显著( $P<0.05$ )或极显著正相关( $P<0.01$ ),与土壤 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳在灌丛草地呈显著正相关( $P<0.05$ ),在草本草地呈极显著正相关( $P<0.01$ ),与微生物量氮、磷间呈极显著正相关( $P<0.01$ )。该结果表明微生物量碳及其对土壤有机质的贡献率在草地型间和土层间差异明显,且与土壤有机质、K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳、全氮和速效磷关系密切。

**关键词** 东祁连山 高寒草地 微生物量碳 硫酸钾浸提碳 有机质

中图分类号: S154.36 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2009)06-1111-06

## Distribution characteristics of soil carbon during forage greening in different alpine grasslands of Eastern Qilian Mountains

YANG Cheng-De<sup>1</sup>, CHEN Xiu-Rong<sup>1</sup>, LONG Rui-Jun<sup>2</sup>, Xue Li<sup>1</sup>, ZHANG Zhen-Fen<sup>1</sup>

(1. College of Pratacultural Science, Gansu Agricultural University; Key Laboratory of Grassland Ecosystem of the Ministry of Education; Sino-US Center for Grazingland Ecosystem Sustainability, Lanzhou 730070, China;

2. International Center for Tibetan Plateau Ecosystem Management, College of Pastoral Agriculture Science and Technology, Lanzhou University, Lanzhou 730020, China)

**Abstract** *Rhododendrons* spp. brushland (DJ), *Salix cupularis* brushland (GL), *Dasiphoru fruticosa* brushland (JL), *Polygonum viviparum* grassland (ZY), Grass steppe (HC), Swamp grassland (ZZ) and *Kobresia* grassland (SC), which designate seven different alpine grassland types in the Eastern Qilian Mountains of Qinghai-Tibetan Plateau of Western China, were selected for soil carbon investigation (including microbial biomass carbon with Fumigation Extraction Method, soil organic matter and K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-extractable carbon). The results show that the soil organic matter varies from 82.3 to 207.2 g·kg<sup>-1</sup> and is influenced by vegetation type. K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-extractable carbon and microbial biomass carbon (MBC) range from 23.61 to 138.81 mg·kg<sup>-1</sup> and from 156.19 to 1 182.84 mg·kg<sup>-1</sup> respectively. Contribution of K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-extractable carbon to soil organic matter and MBC varies from 0.03% to 0.06% and from 9.97% to 18.46% respectively. Under brushland, the value of K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-extractable carbon under GL is lower than that under DJ. Under grassland, however, that value under HC is lower than under ZY, ZZ and SC. MBC contribution to soil organic matter ranges from 0.19% (under HC) to 0.48% (under JL), and the value for upper layer is greater than that for the lower layer, except under ZY and ZZ. MBC, which is higher in the upper layer than in the lower layer, has significant positive correlations (at  $P < 0.05$  or  $P < 0.01$ ) with soil organic matter, total nitrogen and available phosphorus under the seven vegetation types. Furthermore, MBC has significant

\* 国家自然科学基金项目(30471232)和“退化草原植被恢复与碳固定之间的研究”(052456CHA-GS-Y-4)资助

\*\* 通讯作者: 龙瑞军(1964~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为草地生态和动物营养生态。E-mail: longrj@lzu.edu.cn

杨成德(1975~), 男, 博士, 副教授, 主要从事草地生态学方面的研究。E-mail: yangcd@1111sau.edu.cn

收稿日期: 2008-12-01 接受日期: 2009-03-05

positive correlations with  $K_2SO_4$ -extractable carbon for brushland (at  $P < 0.05$ ) and for grassland ( $P < 0.01$ ). MBC also has significant positive correlations ( $P < 0.01$ ) with microbial biomass nitrogen and microbial biomass phosphorus under DJ, GL, JL, ZY, HC, ZZ and SC. MBC content and its contribution to soil organic matter are commonly different among sampling sites and soil layers. Furthermore, MBC is influenced by soil organic matter,  $K_2SO_4$ -extractable carbon, total nitrogen and available phosphorus.

**Key words** Eastern Qilian Mountain, Alpine grassland, Microbial biomass carbon,  $K_2SO_4$ -extractable carbon, Organic carbon (Received Dec. 1, 2008; accepted March 5, 2009)

土壤碳库动态平衡是土壤肥力保持和提高的重要内容之一<sup>[1,2]</sup>。土壤中可溶性碳在微生物生化循环中起着关键作用,也对生态系统土壤养分的有效性和流动性有直接影响<sup>[3-5]</sup>,而  $K_2SO_4$  浸提碳即为土壤中较易降解的可溶性碳。土壤微生物量碳则是碳库中最活跃部分,它虽然只占土壤碳库的一小部分,但土壤微生物既可固定养分,作为暂时的“库”,又可释放养分,作为养分的“源”,参与草地生态系统中能量流和物质流,影响生态系统中植物营养、土壤结构和土壤肥力等<sup>[6-9]</sup>;同时,微生物量碳对环境变化反应敏感,能较早地指示生态系统功能的变化<sup>[10]</sup>。自 20 世纪 70 年代以来,随着土壤微生物量碳测定方法的不断改进和简化<sup>[11,12]</sup>,相关研究备受关注,并取得重要进展<sup>[13-17]</sup>。高寒草甸是祁连山高寒草地生态系统的主体,有关该区生态学和畜牧业生产等方面研究报道较多<sup>[18,19]</sup>,但对不同高寒草地生态系统中土壤碳的分布特征及相互关系等研究报道较少。本试验在返青期选择东祁连山高寒草地为研究对象,对其土壤有机质、土壤  $K_2SO_4$  浸提碳及土壤微生物量碳等进行了研究,以期明晰其分布特征和微生物量碳对土壤碳库的贡献率及其与土壤  $K_2SO_4$  浸提碳间的相关性,为了解高寒草地生态系统中土壤碳的生态分布提供依据,也为高寒草地的管理、退化草地的恢复和重建提供参考。

## 1 材料和方法

### 1.1 样地概况

试验地选在青藏高原东祁连山的天祝县金强河地区。该区年降雨量 424.5 mm(其中 66%集中在 7、8 和 9 月);年均气温 0.8℃,1 月和 7 月均温分别为 -10.8℃ 和 12.4℃;  $\geq 0^\circ C$  和  $10^\circ C$  积温分别为 1 581℃ 和 1 026℃;全年无绝对无霜期。在野外调查和查阅相关文献的基础上于金强河地区以草地类型为依据,选择 7 种代表性草地类型为试验样点,分别为:杜鹃灌丛草地(编号 DJ, 102°48'E, 37°16'N, 海拔 3 220 m, 优势物种为杜鹃 *Rhododendrons simsli*)、高山柳灌丛草地(GL, 102°48'E, 37°17'N, 海拔 3 130 m, 优势物种为高山柳 *Salix cupularis*)、金露梅灌丛草地(JL, 102°48'E, 37°18'N, 海拔 3 020 m, 优势物种为金露梅 *Dasiphora fruticosa*)、珠芽蓼草甸(ZY, 102°48'E, 37°13'N, 海拔 2 970 m, 优势物种为珠芽蓼 *Polygonum viviparum*)、禾草草地(HC, 102°46'E, 37°19'N, 海拔 3 000 m, 优势物种为冰草 *Agropyron cristatum*、嵩草 *Kobresia myosuroides* 和针茅 *Stipa capillata*)、沼泽草地(ZZ, 102°46'E, 37°11'N, 海拔 2 860 m, 优势物种为珠芽蓼 *P. viviparum* 及菊科植物 *Compositae* spp.)和嵩草草甸(SC, 102°47'E, 37°11'N, 海拔 2 910 m, 优势物种为线叶嵩草 *K. capillifolia*)。7 样地土壤理化特征见表 1。

表 1 样地土壤理化特征  
Tab. 1 The soil physical-chemistry characteristics of sampling sites

草地类型 Grassland type	土层深度 Soil depth (cm)	pH	含水量 Water content (%)	全氮 Total N (g · kg <sup>-1</sup> )	全磷 Total P (g · kg <sup>-1</sup> )	速效磷 Available P (mg · kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available K (mg · kg <sup>-1</sup> )
杜鹃灌丛 DJ	0~10 10~20	6.4 6.0	48.6 48.0	7.2 6.5	1.1 1.2	26.3 16.4	109.9 74.4
高山柳灌丛 GL	0~10 10~20	5.7 5.6	50.2 47.4	7.7 7.0	1.5 1.6	21.2 18.1	95.6 70.9
金露梅灌丛 JL	0~10 10~20	6.6 6.7	34.7 35.0	5.7 5.1	1.0 1.3	28.9 27.6	102.7 86.8
珠芽蓼草地 ZY	0~10 10~20	7.0 7.3	24.1 29.6	7.4 6.9	1.5 1.6	48.3 36.0	200.6 109.8
禾草草地 HC	0~10 10~20	7.5 7.4	7.2 12.7	5.3 4.2	1.2 1.3	15.9 14.3	185.8 180.4
沼泽草地 ZZ	0~10 10~20	7.3 7.7	31.9 31.1	7.2 4.6	2.0 1.6	41.2 26.8	215.4 126.6
嵩草草地 SC	0~10 10~20	6.9 7.3	13.9 20.5	7.9 7.6	1.7 1.6	52.9 47.2	193.6 135.7

## 1.2 取样方法

2005年和2006年5月牧草返青期,在样地内选取代表性样方并分两层(0~10 cm和10~20 cm)用土钻(或剖面法)多点混合采集土样,剔除植物根系和石块后,将土样分为两部分,一部分鲜土用于微生物量测定,另一部分风干后进行土壤有机质等测定。

## 1.3 分析方法

**1.3.1 土壤矿质营养测定**<sup>[20]</sup> 有机质(Organic matter, OM)和土壤硫酸钾浸提碳( $K_2SO_4$ -extractable carbon, KEC)用重铬酸钾硫酸外加热法测定,全氮(Total nitrogen, TN)用半微量凯氏定氮法测定,速效磷(Available phosphorus, AP)用碳酸氢钠浸提比色法测定。

**1.3.2 微生物量测定** 参考相关文献[12,13,21,22],微生物量测定用氯仿熏蒸浸提法。称取土样3份分别装入100 mL烧杯并和盛有50 mL氯仿和50 mL  $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  NaOH的烧杯同时置于干燥器,用真空泵抽至氯仿沸腾并保持5 min,之后密封置于25℃恒温箱中熏蒸24 h。熏蒸结束后,取出氯仿和NaOH,用真空泵反复抽气直至土壤无氯仿味后用  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $K_2SO_4$ 溶液震荡浸提用于微生物量碳、氮测定或用  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$   $NaHCO_3$ (pH=8.5)溶液震荡浸提用于微生物量磷测定。在进行熏蒸的同时称取同样质量土样3份浸提和测定,为不熏蒸对照。土壤微生物量碳(Microbial biomass carbon, MBC) =  $2.64 \times (Ec - Ec_0)$ ; 土壤微生物量氮(Microbial biomass nitrogen, MBN) =  $(En - En_0)/0.54$ ; 土壤微生物量磷(Microbial biomass phosphorus, MBP) =  $(Ep - Ep_0)/0.4$ ; 其中  $Ec$ 、 $En$ 和 $Ep$ 分别为熏蒸土样浸提液中碳、氮或磷量,  $Ec_0$ 、 $En_0$ 和 $Ep_0$ 分别为不熏蒸土样浸提液中碳、氮或磷量,2.64、0.54和0.4为校正系数。

**1.3.3 数据分析方法** 所得数据以干土表示,并用SPSS13.0进行数据显著性及相关性分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤有机质分布特征

供试土壤有机质介于  $82.3 \sim 207.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 杜鹃草地和高山柳草地土壤有机质显著高于草本草地 ( $P < 0.05$ ), 禾草草地显著低于其他样地 ( $P < 0.05$ ), 除高山柳草地和禾草草地外均为上层显著高于下层 ( $P < 0.05$ ) (图1)。总体上灌丛草地由于植物较粗大,且多数不被家畜采食,致输入土壤的植物枯枝落叶较多,使其土壤有机质较高;而草本草地植物株形小,输入土壤的枯枝落叶较少,致土壤有机质较低,说明植物群落影响土壤有机质量。另外,灌丛草地海

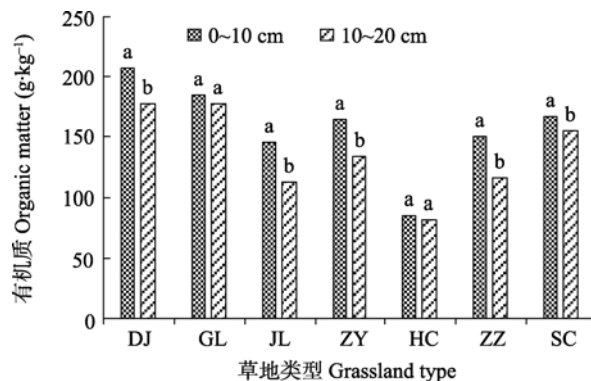


图1 土壤有机质分布特征

Fig. 1 Distribution of soil organic matter

同一样地不同土层间标不同字母者为差异显著 ( $P < 0.05$ ), 下同。Different small letters indicate significant difference at  $P < 0.05$  level between the soil layer within the same site. The same below.

拔较高,远离居住区,家畜粪便多回归土壤;而草本草地海拔较低,靠近居住区,家畜粪便多作为燃料被利用,进一步减少了物质的输入,这也是草本草地土壤有机质低于灌丛草地的原因之一,即草地的管理方式也影响草地土壤有机质量。

### 2.2 土壤 $K_2SO_4$ 浸提碳分布特征

供试土壤  $K_2SO_4$  浸提碳介于  $23.61 \sim 138.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 占土壤有机质的  $0.03\% \sim 0.06\%$  和土壤微生物量碳的  $9.97\% \sim 18.46\%$ 。灌丛草地中,高山柳草地土壤  $K_2SO_4$  浸提碳显著低于杜鹃草地 ( $P < 0.05$ ), 杜鹃草地最高;草本草地中,禾草草地显著低于珠芽蓼草地、沼泽草地和嵩草草地 ( $P < 0.05$ ) (图2)。其分布特征表现出与土壤有机质相似的变化规律,即植物群落对土壤有机质和土壤  $K_2SO_4$  浸提碳的影响是一致的。土壤上层  $K_2SO_4$  浸提碳显著高于下层 ( $P < 0.05$ ) (图2),这可能与土壤上层微生物数量较多,有机质矿化效率高,致土壤中可溶性碳量增加。灌丛草地与草本草地间2005年规律不明显,2006年除禾草草地下层外灌丛草地均低于草本草地,说明年

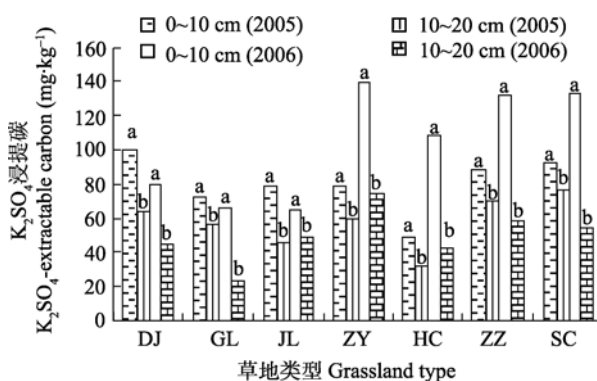


图2 土壤  $K_2SO_4$  浸提碳分布特征

Fig. 2 Distribution of soil  $K_2SO_4$ -extractable carbon

际间不同植被类型土壤  $K_2SO_4$  浸提碳并不稳定, 其除受植物种类影响外也与土壤微生物的矿化作用和流水对土壤的冲刷等有关, 此外, 不同样地土壤中土壤碳的来源、结构和数量的差异也影响土壤可溶性碳的数量。

### 2.3 土壤微生物量碳分布特征

供试土壤微生物量碳介于  $156.19 \sim 182.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 灌丛草地 2005 年高于 2006 年, 草本草地中除蒿草地下层外 2006 年高于 2005 年。除 2005 年沼泽草地外灌丛草地与草本草地间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 但在灌丛草地内样地间差异不显著 ( $P > 0.05$ ), 草本草地间 2005 年差异显著 ( $P < 0.05$ ), 2006 年差异不显著 ( $P > 0.05$ ) (图 3)。该结果表明植物群落差异大时 (如灌丛草地和草本草地间) 土壤微生物量碳差异明显, 而差异小时 (如灌丛草地内) 则差异不明显, 即草地类型差异大时植物群落是影响土壤微生物量碳的关键因素, 差异小时除受植物群落影响外还受其他环境条件如海拔、土壤有机质等因素的综合影响。土壤微生物量碳上层显著高于下层 ( $P < 0.05$ ), 说明土壤上层微生物活性较下层强。2005 年返青期土壤上层微生物量碳依次为蒿草草地 > 金露梅草地 > 杜鹃草地 > 高山柳草地 > 沼泽草地 > 珠芽蓼草地 > 禾草草地, 下层为蒿草草地 > 沼泽草地 > 高山柳草地 > 金露梅草地 > 杜鹃草地 > 珠芽蓼草地 > 禾草草地; 2006 年上层依次为蒿草草地 > 沼泽草地 > 珠芽蓼草地 > 禾草草地 > 杜鹃草地 > 金露梅草地 > 高山柳草地, 下层为沼泽草地 > 珠芽蓼草地 > 金露梅草地 > 蒿草草地 > 禾草草地 > 杜鹃草地 > 高山柳草地 (图 3)。

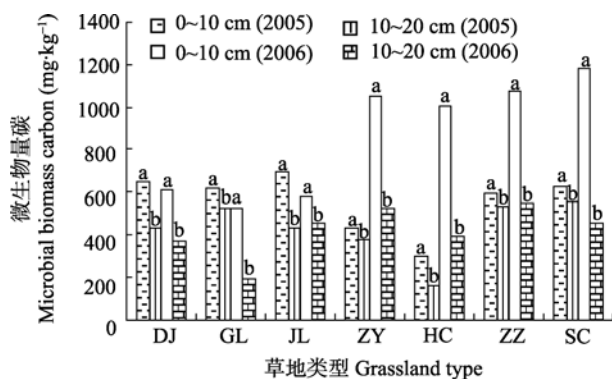


图 3 土壤微生物量碳分布特征

Fig. 3 Distradution of soil microbial biomass carbon

### 2.4 土壤微生物量碳与土壤有机碳和土壤 $K_2SO_4$ 浸提碳的关系

土壤微生物量碳对土壤有机质的贡献率介于  $0.19\% \sim 0.48\%$ , 禾草草地最低 ( $0.19\%$ ), 金露梅灌丛草地最高 ( $0.48\%$ ); 除珠芽蓼草地和沼泽草地外均为

上层高于下层, 且杜鹃草地和金露梅草地差异显著 ( $P < 0.05$ )。该结果表明, 土壤上层有较多土壤碳被微生物固定, 土壤碳利用率较高, 而下层土壤碳的利用率相对较低。灌丛草地内植被较好的杜鹃草地土壤碳利用率最低, 植被较差的金露梅草地最高; 草本草地内禾草草地最低, 沼泽草地最高, 且样地间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 说明该贡献率同样受植物群落影响而有差异。土壤上层该贡献率依次为金露梅草地 > 沼泽草地 > 蒿草草地 > 高山柳草地 > 杜鹃草地 > 珠芽蓼草地 > 禾草草地, 下层为沼泽草地 > 金露梅草地 > 蒿草草地 > 高山柳草地 > 珠芽蓼草地 > 杜鹃草地 > 禾草草地 (图 4)。

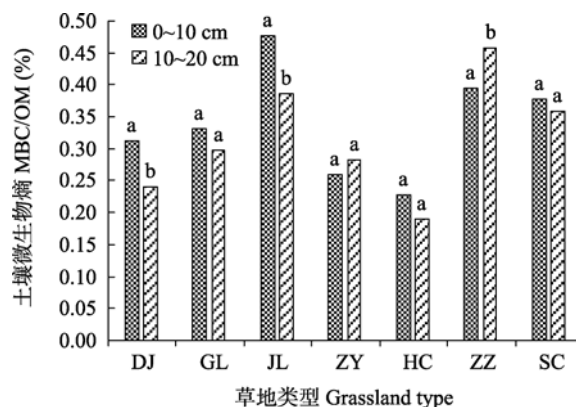


图 4 2005 年土壤微生物熵分布特征

Fig. 4 Distribution of soil MBC/OM in 2005

土壤微生物量碳与有机质、全氮、速效磷的相关性除在禾草草地与有机质和全氮及在蒿草草地与速效磷不显著外均呈显著 ( $P < 0.05$ ) 或极显著正相关 ( $P < 0.01$ ), 说明微生物量碳与土壤有机质和全氮关系密切, 其受土壤有机质和全氮的影响, 草地型对此相关性影响不明显; 微生物量碳与土壤  $K_2SO_4$  浸提碳在灌丛草地呈显著正相关 ( $P < 0.05$ ), 在草本草地呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ ), 表现出明显的因植物群落差异而不同的特征。微生物量碳与微生物量氮磷间均呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ ) (表 2), 受植物群落的影响不明显。

## 3 讨论

### 3.1 土壤微生物量碳的分布特征

东祁连山高寒灌丛草地牧草返青期土壤微生物量碳为  $190.60 \sim 693.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 介于橡树混合林土壤 ( $71.1 \sim 1412.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[14]</sup> 和温带土壤 ( $61 \sim 2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[12]</sup>, 但明显低于亚热带森林土壤 ( $978 \sim 2088 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[23]</sup>; 草本草地土壤微生物量碳为  $156.19 \sim 182.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 介于橡树混合林土壤 ( $71.1 \sim 1412.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[14]</sup>, 下限低于西玛拉雅流域

表2 2005年土壤微生物量碳与土壤化学性质的相关性  
Tab. 2 Correlation between soil microbial biomass carbon and soil chemical properties in 2005

样地 Site	有机质 Organic matter	全氮 Total N	速效磷 Available P	硫酸钾浸提碳 K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -extractable C	微生物量氮 Microbial biomass N	微生物量磷 Microbial biomass P
DJ	0.880**	0.836**	0.849**	0.775*	0.848**	0.856**
GL	0.820**	0.746*	0.819**	0.816*	0.861**	0.811**
JL	0.868**	0.876**	0.889**	0.758*	0.899**	0.846**
ZY	0.754*	0.849**	0.898**	0.849**	0.859**	0.866**
HC	NS	NS	0.868**	0.894**	0.897**	0.874**
ZZ	0.826**	0.858**	0.856**	0.866**	0.893**	0.891**
SC	0.810**	0.857**	NS	0.860**	0.748**	0.886**

\*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; NS: 相关性不显著。\*: significant at  $P < 0.05$ . \*\*: significant at  $P < 0.01$ , NS: no significant.

土壤( $219 \sim 864 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[24]</sup>。该结果表明, 总体上东祁连山高寒草地牧草返青期土壤微生物量碳值介于文献报道或略低, 即青藏高原东祁连山高寒草地虽然海拔高, 环境恶劣, 但在牧草返青期土壤中有较多微生物, 说明在该环境条件下, 由于长期的相互选择和适应, 相对其他生境土壤中微生物量并未发生较大变化, 仍是促进物质循环的原动力。

土壤微生物量碳上层显著高于下层( $P < 0.05$ ), 说明微生物数量上层可能高于下层, 上层有较多的碳被微生物固定, 构成了潜在可被植物利用的碳源。受植物群落等影响, 样地间土壤微生物量碳数量差异明显, 特别是植物群落差异大时该影响更加明显, 如灌丛草地和草本草间差异显著( $P < 0.05$ )。

### 3.2 微生物量碳对土壤有机质贡献率特征

东祁连山高寒草地牧草返青期土壤微生物量碳对土壤有机质的贡献率介于  $0.19\% \sim 0.48\%$ , 低于热带森林土壤( $1.5\% \sim 5.3\%$ )<sup>[22]</sup>、温带森林土壤( $1.8\% \sim 2.9\%$ )<sup>[13]</sup>、橡树混合林土壤( $1.2\% \sim 2.7\%$ )<sup>[14]</sup>、新西兰草地( $1.54\% \sim 2.20\%$ )和林地( $1.03\% \sim 1.43\%$ )<sup>[25]</sup>, 即在东祁连山高寒草地中土壤微生物量碳对土壤有机质的贡献率明显低于文献报道。微生物量碳对土壤有机质的贡献率反映了单位碳所负载的微生物量碳和微生物在土壤碳循环中发挥作用的相对大小。贡献率高说明有较多矿质营养被微生物固定, 是潜在的有效营养源, 在土壤物质循环中发挥的作用较大。Insam 等<sup>[26]</sup>认为, 当总初级生产量与异养生物的呼吸消耗相等时, 生态系统就达到了稳定状态, 此时微生物量碳/有机碳(Cmic/Corg)也为一定值, 且较低的 Cmic/Corg 值可能意味着碳源的“平均可利用性”较低, 即大部分碳源不易为微生物所利用, 微生物的代谢活性也较低。本研究中, 一方面由于研究样地海拔较高, 气候恶劣, 微生物活性较低, 与事实相符; 另一方面可能也与土壤自身性质有关, 如土壤有机质含量较高等<sup>[27]</sup>。

### 3.3 微生物量碳与土壤化学因子的相关性

土壤微生物量碳主要与土壤有机质含量相关, 但即使土壤有机质等基本性质相近的同类土壤间, 由于受管理措施和气候等因素的影响, 土壤微生物量碳也会存在较大差异<sup>[28]</sup>。东祁连山高寒草地中, 土壤微生物量碳与土壤有机质、全氮(除禾草草地外)、速效磷(除嵩草草地外)、微生物量氮和磷间的相关性多呈显著( $P < 0.05$ )或极显著( $P < 0.01$ )正相关, 与文献<sup>[29]</sup>报道一致; 但与 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳间在灌丛草地呈显著正相关( $P < 0.05$ ), 在草本草地呈极显著正相关( $P < 0.01$ ), 表现出明显的因植被类型差异而不同, 说明植被类型影响该相关性。土壤微生物量碳是土壤全碳的一部分, 但不同草地类型, 由于其有机物质输入种类、数量及化学组成上存在差异, 致土壤全碳明显不同, 进而使微生物量碳占土壤全碳的比例不同, 该差异是否影响土壤微生物量碳在调节土壤碳素循环与转化过程中发挥作用, 目前尚未见相关报道。另外, 土壤微生物量碳与 K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浸提碳的转化率及所占比例、土壤微生物量碳在不同草地型土壤中的周转和分布及影响微生物量碳的关键因素等也需深入研究, 这些问题的解决有助于从本质上阐明微生物在土壤碳素循环中的作用。

### 3.4 影响土壤碳的因素

土壤碳输入的主要途径是植物枯枝落叶及根系腐烂, 而植物枯枝落叶的化学组成及数量由植物群落决定, 即植物群落影响土壤碳的分布特征; 但是, 植物群落和有机质的分解者——微生物均受水热因子制约。因此, 土壤水分和温度通过影响土壤碳的主要输入者和矿化者进而影响土壤碳的分布, 但东祁连山高寒草地土壤含水量相对较高(表1), 发生显著变化的是温度, 即温度是影响东祁连山高寒草地土壤碳分布的主要因子。草地管理措施如超载放牧致多数牧草转化为畜产品输出, 降低了输入土壤的碳量; 另外, 东祁连山高寒草地家畜粪便多被牧民

以燃料利用,进一步减少了输入土壤的碳量。因此,草地管理措施也是造成草地生态系统碳变化的重要因素之一。

## 参考文献

- [1] Ishaq M., Ibrahim M. Tillage effects on soil properties at different levels of fertilizer application in Punjab, Pakistan[J]. Soil & Tillage Research, 2002, 68: 93-99
- [2] Chan K. Y., Heenan D. P., Ates A. O. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management[J]. Soil & Tillage Research, 2002, 63: 133-139
- [3] Currie W. S., Aber J. D., Dowell W. H., *et al.* Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests[J]. Biogeochemistry, 1996, 35: 471-505
- [4] Hedin L. O., Armesto J. J., Johnson A. H. Patterns of nutrient loss from unpolluted old growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory[J]. Ecology, 1995, 76: 493-509
- [5] Park J. H., Kalbitz K., Matzner E. Resource control on the production of dissolved organic carbon and nitrogen in a deciduous forest floor[J]. Soil Biology Biochemistry, 2002, 34: 813-822
- [6] 俞慎, 李勇, 王俊华, 等. 土壤微生物生物量作为红壤质量生物指标的探讨[J]. 土壤学报, 1999, 36(3): 413-422
- [7] 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[J]. 草地学报, 1998, 6(2): 90-98
- [8] Jennifer L. K., Lee A. B., Miranda H. Methods of studying soil microbial diversity [J]. Journal of Microbiological Methods, 2004, 58(2): 169-188
- [9] Donald R. Z. A. K., Willame H., David C. W. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? [J]. Ecology, 2003, 84(8): 2042-2050
- [10] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤, 1997, 29(2): 61-69
- [11] Roy S., Sigh J. S. Consequences of habit heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest [J]. Journal of Ecology, 1994, 82: 503-509
- [12] Brookes P. C., Andrea L., Pruden G., *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. Soil Biology Biochemistry, 1985, 12(6): 837-842
- [13] Vance E. D., Brookes P. C., Jenkinson D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. Soil Biology Biochemistry, 1987, 19(6): 703-707
- [14] Bijayalaxmi D. N., Yadava P. S. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India[J]. Applied Soil Ecology, 2006, 31(3): 220-227
- [15] Premasis S. Enzymatic activities and microbial biomass in soil as influenced by metalaxyl residues[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(2): 320-326
- [16] 文倩, 赵小蓉, 妥德宝, 等. 半干旱地区不同土壤团聚体中微生物量氮的分布特征[J]. 中国农业科学, 2005, 38(1): 91-95
- [17] 张乃莉, 郭继勋. 松嫩草甸寸草苔群落土壤微生物量磷的初步研究[J]. 草业学报, 2006, 15(5): 19-24
- [18] 马玉寿, 郎百宁, 李青云, 等. 江河源头草地生态环境现状及恢复途径[J]. 中国草地, 1999 (6): 59-61
- [19] 杨成德, 龙瑞军, 陈秀蓉, 等. 东祁连山高寒草甸土壤微生物量及其与土壤物理因子相关性特征[J]. 草业学报, 2007, 16(4): 62-68
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 13-169
- [21] Brookes P. C., Powlson D. S., Jenkinson D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil[J]. Soil Biology Biochemistry, 1982, 14: 319-329
- [22] Brookes P. C., Powlson D. S., Jenkinson D. S. Phosphorus in the soil microbial biomass[J]. Soil Biology Biochemistry, 1984, 16: 169-175
- [23] Arunachalam A., Arunachalam K. Influence of gap size and soil properties on microbial biomass in a subtropical humid forest of North-east India[J]. Plant Soil, 2000, 223: 185-193
- [24] Sharma P., Rai S. C., Sharma R. Effects of land-use change on soil microbial C, N and P in a Himalayan watershed[J]. Pedobiologia, 2004, 48(1): 83-92
- [25] Murata T., Tanaka H., Hamada R., *et al.* Seasonal variations in soil microbial biomass content and soil neutral sugar composition in grassland in the Japanese Temperate Zone[J]. Applied Soil Ecology, 1999, 11(2/3): 253-259
- [26] Insam H., Domsch K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites[J]. Microbial Ecol., 1988, 15: 177-188
- [27] 王焕华, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区表土微生物碳氮与酶活性分析[J]. 生态学杂志, 2005, 24(3): 273-277
- [28] 金发会, 李世清, 卢红玲, 等. 石灰性土壤微生物量碳、氮与土壤颗粒组成和氮矿化势的关系[J]. 应用生态学报, 2007, 18(12): 2739-2746
- [29] 彭佩钦, 张文菊, 童成立, 等. 洞庭湖典型湿地土壤碳、氮和微生物碳、氮及其垂直分布[J]. 水土保持学报, 2005, 19(1): 49-53