

文章编号: 1007-7588(2010)10-2022-08

# 高寒草甸不同群落类型土壤碳分布 与物种多样性、生物量关系

王长庭<sup>1,2</sup>, 龙瑞军<sup>3</sup>, 刘伟<sup>2</sup>, 王启兰<sup>2</sup>, 张莉<sup>2,4</sup>, 吴鹏飞<sup>1</sup>

(1. 西南民族大学生命科学与技术学院, 成都 610041; 2. 中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810001;  
3. 兰州大学草地农业科技学院, 兰州 730070; 4. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 利用2003年-2005年中国科学院海北站不同群落类型草地和土壤的实测资料, 研究了高寒草甸不同群落类型土壤有机碳、微生物量碳的分布特征与物种多样性、生物量的关系。结果显示: 不同群落类型物种多样性随土壤有机碳、微生物量碳的增加而降低; 群落生物量随着土壤有机碳、微生物量碳含量的增加而增加; 不同类型草地土壤中, 藏嵩草沼泽化草甸不同土层土壤微生物量碳和土壤有机全碳均显著高于其它三个类型草地各层的土壤微生物量碳、土壤有机全碳( $P < 0.01$ ), 4种群落类型土壤剖面上土壤有机碳和微生物量碳随土层深度的增加而降低, 同一土层、不同群落类型土壤有机碳和微生物量碳存在明显差异; 相关分析表明, 土壤有机碳和土壤微生物量碳与有机质、全氮呈显著相关, 土壤有机碳和土壤微生物量碳含量可作为衡量土壤肥力和土壤质量变化的重要指标。不同类型草地其最初的植物群落物种组成、生产力水平和土壤养分条件影响着土壤微生物生物量、组成和活性。

**关键词:** 高寒草甸; 物种多样性; 生物量; 土壤有机碳; 微生物生物量碳

## 1 引言

物种多样性与生产力的关系一直是生态学家关注的问题。生态学理论认为各种生物和非生物因子影响着陆地植物群落的结构和动态。在空间和时间尺度上, 气候变化、人类干扰、环境的严酷性、环境异质性和生物间的相互作用决定着植物群落组成和多样性<sup>[1,2]</sup>。生长限制性资源的有效性影响生物群落的组成<sup>[3,4]</sup>。植物群落物种组成、各物种的生物学特征的差异会影响到土壤中异养微生物群落的资源有效性, 也改变了微生物群落的组成和功能, 植物的生产水平(如腐殖质)的高低影响着微生物群落生物量<sup>[5,6]</sup>。在陆地植物群落中有很多关于土壤营养和物种多样性的实验。一些实验结果表明生物多样性随着土壤营养的增加而降低; 另外一些则发现生物多样性起初随着土壤营养的增加而提高, 然后降低, 如“钟型”曲线<sup>[1,7-10]</sup>; 还有

一些则证明土壤营养对生物多样性没有影响<sup>[11]</sup>。Gough et al<sup>[12]</sup>分析了7个实验, 总结出随着养分的增加群落生产力有上升的趋势, 而多样性则降低。总之, 不同的实验因材料和方法的不同其结果也存在差异, 物种多样性的维持机制仍然不很清楚。

土壤微生物是土壤有机质和土壤养分转化和循环的动力, 它参与土壤有机质的分解、腐殖质的形成、土壤C、N循环等过程。土壤微生物量是土壤养分的储存库和植物生长养分的重要来源<sup>[13]</sup>。微生物量碳在土壤全碳中所占比例很小, 但它是土壤有机质中的活性部分, 可反映土壤有效养分状况和生物活性, 能在很大程度上反应土壤微生物数量, 是评价土壤微生物数量和活性及土壤肥力的重要指标<sup>[14,15]</sup>。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”<sup>[16]</sup>。微生物量的任何变化将会影响养分的循环和有效性<sup>[13,17]</sup>。因此, 分

收稿日期: 2009-12-23; 修订日期: 2010-07-03

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(编号: 30730069); 西南民族大学高层次人才引进项目资助。

作者简介: 王长庭, 男, 青海湟源人, 博士, 副研究员, 硕士生导师, 主要从事草地生态、恢复生态学和根系生态学方面的研究。

E-mail: wcht6@hotmail.com

2010年10月

析土壤有机碳、微生物量碳的变化对研究土壤碳素循环、土壤碳库平衡、土壤理化特性具有重要意义。

陆地生态系统的退化减少了植被生产力和土壤有机质输入量,并加快了土壤有机质分解速率,从而影响到高寒生态系统的碳循环。土地利用对草地生态系统碳循环的影响主要在于土壤碳贮量的影响,而影响草地土壤碳贮量、有机碳含量的主要土地利用包括草地开垦和过度放牧。有研究表明,放牧条件下,群落物种组成的改变不仅影响有机碳输入的数量,也影响输入土壤的有机碳的质量,从而影响有机碳在土壤中的蓄积<sup>[18-20]</sup>。为此,本文分析了高寒草甸不同群落类型土壤有机碳和微生物量碳的分布特征,旨在从土壤养分状况及其持续供给能力方面,探讨土壤养分与物种多样性、生物量之间的关系,为该地区的生物多样性保护和生态功能的恢复实践提供理论指导。

## 2 材料与方法

### 2.1 研究地区概况

本研究于2003年-2005年8月在中国科学院海北高寒草甸生态系统开放实验站进行。地理位置为37°29'-37°45'N, 101°12'-101°33'E,海拔3200~3250 m。年平均气温-1.7℃,1月平均气温-14.8℃,7月平均气温9.8℃。年平均降水量600 mm,主要降水量集中在夏半年,约占年降水量的80%,蒸发量1160.3 mm。主要植被类型有高寒草甸(Alpine meadow)、高寒灌丛(Alpine shrub)和沼泽化草甸(Swamp meadow)。土壤为高山草甸土、高山灌丛草甸土和沼泽土。

### 2.2 研究方法

**2.2.1 群落调查与取样方法** 试验样地(冬春草场)选择在植被较为均匀的高山嵩草草甸(*Kobresia Pygmaea meadow*),该类型的植物种类比较贫乏,种的饱和度一般为(20~30)种/m<sup>2</sup>,草层低矮,分布均匀,结构简单,层次分化不明显,仅为单层结构,群落总覆盖度一般在70%~90%,土壤为草原化草甸土;矮嵩草草甸(*K. humilis meadow*),群落结构简单,种的饱和度一般为(25~40)种/m<sup>2</sup>,仅草本层一层,群落总覆盖度一般在40%~90%,优势种主要是矮嵩草(*Kobresia humilis*),伴生种有线叶嵩草(*K. capillifolia*)、异针茅(*Stipa aliena*)、高山唐松草(*Thalictrum alpinum*)等,土壤为高山草甸土;藏嵩草沼泽化草甸(*K. tibetica of swamp meadow*),群落结构

简单,仅有草本一层,群落平均高度10~25cm,群落总覆盖度60%~90%,优势种主要是藏嵩草(*Kobresia tibetica*),伴生种有小金莲花(*Trollius pumilus*)、甘青报春(*Primula tangutica*)、星状风毛菊(*Saussurea stella*)等,土壤为沼泽化草甸土;金露梅灌丛(*Potentilla fruticosa shrub*),群落层次分为上下两层,灌丛高度达40~90cm,群落总覆盖度为60%~80%,土壤为高山灌丛草甸土,面积分别为50m×50m。用对角线法设置10个50cm×50cm的观测样方,草本植物齐地面刈割,烘干称取生物量,灌木只采新萌发生长的枝叶。在植物生物量高峰期(8月底)测定植物群落的种类组成及其特征值(盖度、高度、频度)。

在测定过地上生物量的同时,采用25 cm×25 cm的样方,分层(0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm)测定地下生物量,5次重复。用细筛(1 mm)筛去土,再用细纱布包好不同层的根系清水洗净,并捡去石块和其它杂物,在80℃的烘箱内烘干至恒重并称重。同时采集0~30 cm土壤样品,5次重复,风干后测定土壤基本成分。测试项目为土壤样品的全磷(钼锑抗比色法)、速效磷(碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法)、全N和速效N(凯氏法和康维皿法)、及有机质含量(丘林法)<sup>[21]</sup>。

近地表层0~10cm、10~20cm和20~40cm的含水量用土钻法取土并称鲜重,然后在105℃的烘箱内烘干至恒重并称重,计算出土壤含水量,本文中土壤含水量是指土壤水重量与干土重量的百分数。

**2.2.2 微生物生物量碳** 采用灭菌-提取法<sup>[22]</sup>。称取25.0g新鲜土样置于150ml塑料瓶中,放入内盛100ml无醇CHCl<sub>3</sub>烧杯的真空干燥器内,抽真空使CHCl<sub>3</sub>沸腾5min,保持真空并在25℃黑暗下灭菌24h,将盛CHCl<sub>3</sub>的烧杯取出后反复抽真空直至除尽样品中的CHCl<sub>3</sub>为止。加入100ml 0.5mol/L的K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>于塑料瓶内,25℃恒温振荡30 min后过滤,滤液中的碳用TOC-5000A(日本Shimadzu公司生产)仪测定,同时另取未灭菌的土壤按上述方法提取测定碳。微生物生物量碳为两者之差除以转换系数0.35。

### 2.3 计算方法

植物多样性和土壤微生物熵的测定、多样性指数和均匀度指数的计算参照文献[23]进行,丰富度

指数  $R = S$ 。

群落多样性指数的计算采用:

(1) Shannon-Wiener 指数:

$$H' = -\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

(2) Simpson 指数:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s P_i^2$$

均匀度指数的计算采用 Pielou 指数:

$$J = (-\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i) / \ln S$$

式中  $P_i$  为种  $i$  的相对重要值 (相对高度+相对盖度+相对频度)/3;  $S$  为种  $i$  所在样方的物种总数。

土壤微生物熵=土壤微生物量碳/土壤有机全碳

### 3 结果与分析

#### 3.1 不同植被类型土壤理化性质比较

土壤是植物生长的基质,其理化特性决定着植物群落类型的分布,同时植物群落又反作用于土壤,改善其生境条件,使群落得以发展。通过对不同植被类型土壤的理化性质分析,结果表明不同群落的土壤特性存在一定差异。不同植被类型 0~40 cm 土层土壤含水量存在明显差异(表 1),藏嵩草沼泽化草甸土壤含水量 (74.62 %) 显著高于高山嵩草草甸 (35.78 %)、矮嵩草草甸 (38.86 %)、金露梅灌丛 (34.64 %)。不同植被类型 0~40 cm 土层土壤容重也

有显著差异(表 1),藏嵩草沼泽化草甸土壤容重 (0.593 g/cm<sup>3</sup>) 显著低于高山嵩草草甸 (0.968 g/cm<sup>3</sup>)、矮嵩草草甸 (1.030 g/cm<sup>3</sup>)、金露梅灌丛 (0.953 g/cm<sup>3</sup>)。藏嵩草沼泽化草甸土壤有机质、土壤全氮和土壤速效氮含量明显高于其它三个植被类型(表 1)。

#### 3.2 不同植被类型植物群落特征

表 2 物种多样性测度结果表明,矮嵩草草甸植物的丰富度最大,高山嵩草草甸次之,金露梅灌丛第三,藏嵩草沼泽化草甸最小,分别由 35、31、26、20 种植物组成。

若以物种多样性指数 ( $H'$ ) 和 ( $D$ ) 为依据,依次为矮嵩草草甸>高山嵩草草甸>金露梅灌丛>藏嵩草沼泽化草甸。植物种群的这种分布格局与我们观察测定各植物群落的种类组成和结构特征相一致,即在矮嵩草草甸植物群落当中,种的分布比较均匀,优势种较多,从而形成多优势种植物群落。高山嵩草草甸、金露梅灌丛和藏嵩草沼泽化草甸其群落中仅有 1~2 种优势种,而且在群落中占有非常明显的优势地位。它们的均匀度指数 ( $J$ ) 依次为矮嵩草草甸>高山嵩草草甸>金露梅灌丛>藏嵩草沼泽化草甸(表 2)。不同的环境资源和环境异质性是形成群落结构特征、物种多样性分布格局差异的主要原因之一。处在不同生态环境条件下的矮嵩草草甸、高山嵩草草甸、金露梅灌丛和藏嵩草沼泽化草甸的物种多样性与其物种丰富度和均匀度的变化趋于一致。

表 1 不同植被类型 0~40cm 土层土壤理化性质的变化

Table 1 Change of soil physics and chemistry in 0~40cm soil layer in four alpine meadow plant communities (Mean ± SD)

群落类型	年份	土壤有机质 (%)	土壤全氮 N (%)	土壤全磷 P (%)	土壤速效氮 N (mg/kg)	土壤速效磷 P (mg/kg)	土壤容重 (g/cm <sup>3</sup> )	土壤含水量 (%)
矮嵩草草甸 <i>K. humilis meadow</i>	2003	10.71 ± 0.14 <sup>b</sup>	0.58 ± 0.09 <sup>b</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	31.60 ± 0.57 <sup>b</sup>	9.52 ± 0.83 <sup>a</sup>	1.004 ± 0.024 <sup>a</sup>	37.82 ± 0.04 <sup>b</sup>
	2004	10.12 ± 0.03 <sup>b</sup>	0.53 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.02 <sup>a</sup>	30.40 ± 0.14 <sup>b</sup>	12.19 ± 0.30 <sup>a</sup>	1.058 ± 0.012 <sup>a</sup>	39.33 ± 0.06 <sup>b</sup>
	2005	10.35 ± 0.16 <sup>b</sup>	0.54 ± 0.05 <sup>b</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	30.88 ± 0.56 <sup>b</sup>	11.58 ± 0.51 <sup>a</sup>	1.028 ± 0.014 <sup>a</sup>	39.44 ± 0.15 <sup>b</sup>
高山嵩草草甸 <i>K. pygmaea meadow</i>	2003	12.33 ± 0.81 <sup>b</sup>	0.60 ± 0.09 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.00 <sup>a</sup>	33.75 ± 0.07 <sup>b</sup>	7.54 ± 1.30 <sup>a</sup>	0.949 ± 0.073 <sup>a</sup>	35.24 ± 0.03 <sup>b</sup>
	2004	12.19 ± 0.30 <sup>b</sup>	0.57 ± 0.04 <sup>b</sup>	0.06 ± 0.02 <sup>a</sup>	40.30 ± 5.37 <sup>b</sup>	12.06 ± 1.05 <sup>a</sup>	0.979 ± 0.058 <sup>a</sup>	36.97 ± 0.04 <sup>b</sup>
	2005	12.15 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.59 ± 0.03 <sup>b</sup>	0.06 ± 0.02 <sup>a</sup>	35.86 ± 2.35 <sup>b</sup>	11.53 ± 1.22 <sup>a</sup>	0.976 ± 0.044 <sup>a</sup>	35.14 ± 0.11 <sup>b</sup>
藏嵩草沼泽化草甸 <i>K. tibetica swamp meadow</i>	2003	26.11 ± 0.85 <sup>a</sup>	1.26 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	81.60 ± 0.57 <sup>a</sup>	11.03 ± 0.51 <sup>a</sup>	0.554 ± 0.032 <sup>b</sup>	72.84 ± 0.05 <sup>a</sup>
	2004	24.10 ± 0.99 <sup>a</sup>	1.19 ± 0.05 <sup>a</sup>	0.06 ± 0.00 <sup>a</sup>	81.80 ± 2.12 <sup>a</sup>	15.18 ± 1.16 <sup>a</sup>	0.638 ± 0.030 <sup>b</sup>	75.91 ± 0.06 <sup>a</sup>
	2005	24.98 ± 0.51 <sup>a</sup>	1.22 ± 0.03 <sup>a</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	80.46 ± 2.08 <sup>a</sup>	13.36 ± 1.12 <sup>a</sup>	0.586 ± 0.031 <sup>b</sup>	75.12 ± 0.08 <sup>a</sup>
金露梅灌丛 <i>Potentilla fruticosa shrub</i>	2003	9.96 ± 1.03 <sup>b</sup>	0.50 ± 0.03 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.00 <sup>a</sup>	34.50 ± 2.12 <sup>b</sup>	8.22 ± 0.64 <sup>a</sup>	0.942 ± 0.021 <sup>a</sup>	34.40 ± 0.22 <sup>b</sup>
	2004	11.05 ± 0.21 <sup>b</sup>	0.43 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.07 ± 0.01 <sup>a</sup>	29.10 ± 0.42 <sup>b</sup>	13.70 ± 1.56 <sup>a</sup>	0.961 ± 0.017 <sup>a</sup>	35.20 ± 0.30 <sup>b</sup>
	2005	10.25 ± 0.20 <sup>b</sup>	0.47 ± 0.05 <sup>b</sup>	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	32.46 ± 2.55 <sup>b</sup>	11.58 ± 1.38 <sup>a</sup>	0.955 ± 0.016 <sup>a</sup>	34.33 ± 0.55 <sup>b</sup>

注:不同植物群落数据,相同字母表示数据间差异不显著(DMRT法 P=0.05)。

表2 不同草地类型植物群落物种丰富度、多样性、生物量

Table 2 Richness, diversity, biomass of plant community in different grassland

项目	高山嵩草草甸 <i>K. pygmaea meadow</i>	矮嵩草草甸 <i>K. humilis meadow</i>	藏嵩草沼泽化草甸 <i>K. tibetica swamp meadow</i>	金露梅灌丛 <i>Potentilla fruticosa shrub</i>
物种数	31	35	20	26
Simpson 指数	0.9598	0.9772	0.8762	0.9519
Shannon--Wiener 指数	3.4727	3.5472	2.5305	3.3001
Pielou 指数	0.9351	0.9431	0.8447	0.9209
地上生物量(g/m <sup>2</sup> )	280.88 ± 28.23	303.08 ± 23.76	357.48 ± 15.81	247.56 ± 13.73
地下生物量(g/m <sup>2</sup> )	3023.68 ± 204.32	2139.68 ± 153.28	13915.04 ± 652.00	2348.91 ± 47.71

### 3.3 不同类型草地土壤有机碳、微生物量碳的变化

土壤有机碳含量大小,决定于土壤有机碳的输入、输出及土壤的性质和过程。由于群落组成和土壤特性的不同,将引起这些过程和性质发生变化,进而使土壤有机碳含量也发生变化。土壤微生物生物量虽然只占土壤有机质库的很小部分,主要包括微生物生物量碳(Microbial Biomass Carbon, MBC)和微生物生物量氮(Microbial Biomass Nitrogen, MBN),但却是控制生态系统中C、N和其它养分流的关键<sup>[24]</sup>。

不同类型草地土壤中,藏嵩草沼泽化草甸其土壤微生物生物量碳和土壤有机全碳0~10cm、10~20cm、20~40cm、和0~40cm分别为2.99、1.78、0.38和

1.72 g/kg 干土;183.31、78.92、20.58和94.27 g/kg 干土,均显著高于其它三个类型草地各层的土壤微生物生物量碳、土壤有机全碳( $P < 0.01$ )(表1);4种植被类型土壤剖面种土壤有机碳和微生物量碳含量随土层深度的增加而降低,同一土壤深度、不同植被类型下土壤有机碳和微生物量碳也存在明显差异。土壤表层枯落物、腐殖质含量较高,因而导致在0~10 cm土层土壤有机碳和微生物量碳含量高于其它土层。在藏嵩草沼泽化草甸土壤微生物商则显著地低于其它三个类型草地各层的土壤微生物熵(表3),说明藏嵩草沼泽化草甸土壤含有较高的土壤有机全碳,即其土壤肥力显著高于其它三个类型草地。有研究学者认为用微生物商来表示土壤

表3 不同类型草地土壤微生物碳的分布特征(平均值)

Table 3 Distribution characteristics of soil microbial carbon in different grassland types (mean value)

群落类型	土壤层次 (cm)	土壤微生物量碳 (g/kg dry soil)	土壤有机全碳 (g/kg dry soil)	土壤微生物熵
矮嵩草草甸 <i>K. humilis meadow</i>	0~10	0.581 ± 0.01 <sup>b</sup>	1.575 ± 0.56 <sup>b</sup>	0.406 ± 0.13 <sup>a</sup>
	10~20	0.280 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.853 ± 0.12 <sup>b</sup>	0.334 ± 0.15 <sup>a</sup>
	20~40	0.185 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.643 ± 0.07 <sup>b</sup>	0.291 ± 0.04 <sup>a</sup>
高山嵩草草甸 <i>K. pygmaea meadow</i>	0~40	0.348 ± 0.01 <sup>b</sup>	1.024 ± 0.24 <sup>b</sup>	0.356 ± 0.09 <sup>a</sup>
	0~10	0.516 ± 0.03 <sup>b</sup>	1.626 ± 0.39 <sup>b</sup>	0.330 ± 0.07 <sup>a</sup>
	10~20	0.285 ± 0.02 <sup>b</sup>	1.072 ± 0.33 <sup>b</sup>	0.282 ± 0.07 <sup>a</sup>
藏嵩草沼泽化草甸 <i>K. tibetica swamp meadow</i>	20~40	0.181 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.736 ± 0.15 <sup>b</sup>	0.253 ± 0.05 <sup>a</sup>
	0~40	0.327 ± 0.02 <sup>b</sup>	1.145 ± 0.29 <sup>b</sup>	0.298 ± 0.06 <sup>a</sup>
	0~10	2.990 ± 0.36 <sup>a</sup>	183.306 ± 5.39 <sup>a</sup>	0.023 ± 0.003 <sup>b</sup>
金露梅灌丛 <i>Potentilla fruticosa shrub</i>	10~20	1.782 ± 0.26 <sup>a</sup>	78.922 ± 3.28 <sup>a</sup>	0.018 ± 0.005 <sup>b</sup>
	20~40	0.376 ± 0.12 <sup>a</sup>	20.583 ± 1.40 <sup>a</sup>	0.016 ± 0.002 <sup>b</sup>
	0~40	1.716 ± 0.24 <sup>a</sup>	94.270 ± 3.07 <sup>a</sup>	0.018 ± 0.002 <sup>b</sup>
金露梅灌丛 <i>Potentilla fruticosa shrub</i>	0~10	0.305 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.773 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.398 ± 0.05 <sup>a</sup>
	10~20	0.209 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.682 ± 0.11 <sup>b</sup>	0.312 ± 0.06 <sup>a</sup>
	20~40	0.115 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.528 ± 0.07 <sup>b</sup>	0.220 ± 0.05 <sup>a</sup>
	0~40	0.210 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.661 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.320 ± 0.04 <sup>a</sup>

注:不同群落同一层次数据,相同字母表示数据间差异不显著(DMRT法  $P = 0.01$ )。

过程或土壤质量的变化,比单独应用微生物生物量碳或土壤有机总碳要有效的多<sup>[25]</sup>。需要指出的是本试验中土壤微生物生物量碳占土壤有机全碳的比值仅为0.016% - 0.41%,远远低于一些文献中报道的1% - 5%,这可能与试验地土壤有机碳的含量较高有关。

### 3.4 不同植被类型土壤有机碳和微生物碳与土壤养分的相关性

表4是土壤有机碳、微生物量碳和土壤养分的相关分析结果。从表4可以看出,不同植被类型土壤有机碳与土壤微生物量碳、有机质、全氮相关显著或极显著,在矮嵩草草甸和藏嵩草草甸土壤有机碳与土壤容重存在显著负相关关系,与土壤含水量显著正相关;土壤微生物量碳与土壤有机质、全氮相关显著或极显著,除金露梅灌丛外,微生物量碳与土壤容重均达到了负显著水平,在矮嵩草草甸和藏嵩草草甸土壤微生物量碳与土壤含水量显著正相关。因此,土壤微生物量碳可作为衡量土壤有机碳变化的敏感指标,而土壤有机碳和微生物量碳含量可作为衡量土壤肥力和土壤质量的重要指标。

### 3.5 不同类型草地土壤有机碳、微生物碳与生产力和多样性的关系

土壤作为陆地生态系统的重要组成部分,是陆地生态系统中物质和能量交换的重要界面和场所。一方面,土壤作为生态系统中生物与环境相互作用的基质,贮存着大量的碳、氮、磷等营养物质;另一方面,土壤养分对于植物的生长起着至关重要的作用,直接影响着植物群落的种类组成与生活型特征,决定着生态系统的结构、功能和生产力水平<sup>[26-27]</sup>。

高寒草甸不同类型草地群落生物量和多样性的变化因土壤有机碳、微生物碳的变化而表现出不同的响应。不同类型草地群落其多样性指数( $H'$ )、物种数随土壤有机碳、微生物量碳的增加而降低(图1a,图1b,图2a,图2b);群落生物量随着土壤有机碳、微生物量碳含量的增加而增加(图1c,图2c)。数据显示,藏嵩草草甸土壤养分丰富,群落中物种数目较少,种间资源竞争强度较低,一些竞争力强的物种可能会迅速成为群落的优势种,较其它物种对群落的贡献更大,进而使群落的生产力逐渐增大。在矮嵩草草甸、高山嵩草草甸和金露梅灌丛中,土壤养分相对较低,却拥有较多的物种,致使种间资源利用性竞争逐渐增强,结果群落生产力逐渐降低。另外,在一个群落中,可能个别物种较其它物种对土壤资源具更强的反应和竞争能力,也会导致群落内物种丰富度的降低。物种丰富度随土壤养分的增加而降低,地上生物量随土壤有机质、土壤总氮含量的增加而增加<sup>[28]</sup>。

一般情况下,地上净初级生产力随氮含量的增加而增加,植物种密度却下降。尽管所反映的程度有大的变异特征,但当土壤中养分丰富时,一个物种对增加的养分能很快地反应,并且将有可能形成占优势的区域而排除其它物种<sup>[12]</sup>。DiTommaso and Aarssen<sup>[29]</sup>总结了草本植物群落对增加土壤资源的反映,得到的结论是土壤营养的增加一般能提高生产力而物种丰富度降低。

## 4 讨论与结论

不同的环境资源和土壤环境异质性是形成群落结构特征、物种多样性分布格局差异的主要原因。不同群落类型土壤有机碳与土壤微生物量碳、

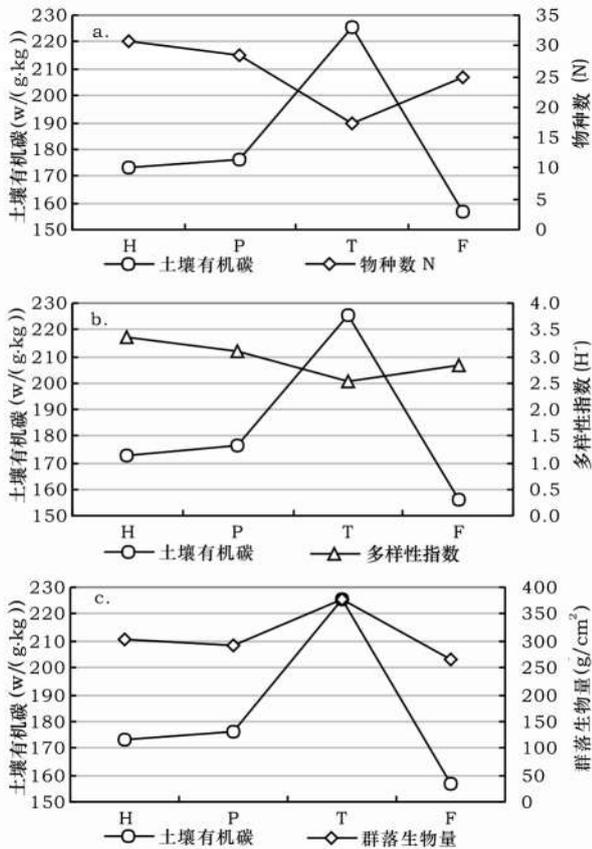
表4 土壤有机碳和微生物量碳与养分的相关系数

Table 4 Correlation coefficients among soil organic carbon, microbial organic carbon and nutrients

项目	容重	土壤含水量	土壤有机质	全氮	速效氮	全磷	速效磷	微生物量碳	
矮嵩草草甸	土壤有机碳	-0.84*	0.80*	0.85**	0.83*	0.66	0.72	0.55	0.85**
<i>K. humilis meadow</i>	微生物量碳	-0.88**	0.86**	0.83*	0.84*	0.82*	0.63	0.65	1
高山嵩草草甸	土壤有机碳	-0.60	0.55	0.86**	0.82*	0.82*	0.62	0.49	0.81*
<i>K. pygmaea mead</i>	微生物量碳	-0.92**	0.55	0.80*	0.82*	0.71	0.54	0.56	1
藏嵩草沼泽化草甸	土壤有机碳	-0.80*	0.87**	0.86**	0.82*	0.66	0.58	0.62	0.80*
<i>K. tibetica swamp Meadow</i>	微生物量碳	-0.81*	0.88**	0.86**	0.81*	0.80*	0.49	0.51	1
金露梅灌丛	土壤有机碳	-0.58	0.54	0.82*	0.85**	0.69	0.48	0.46	0.85**
<i>Potentilla fruticosa shrub</i>	微生物量碳	-0.54	0.52	0.79*	0.86**	0.59	0.51	0.44	1

注:\* P < 0.05; \*\* P < 0.01

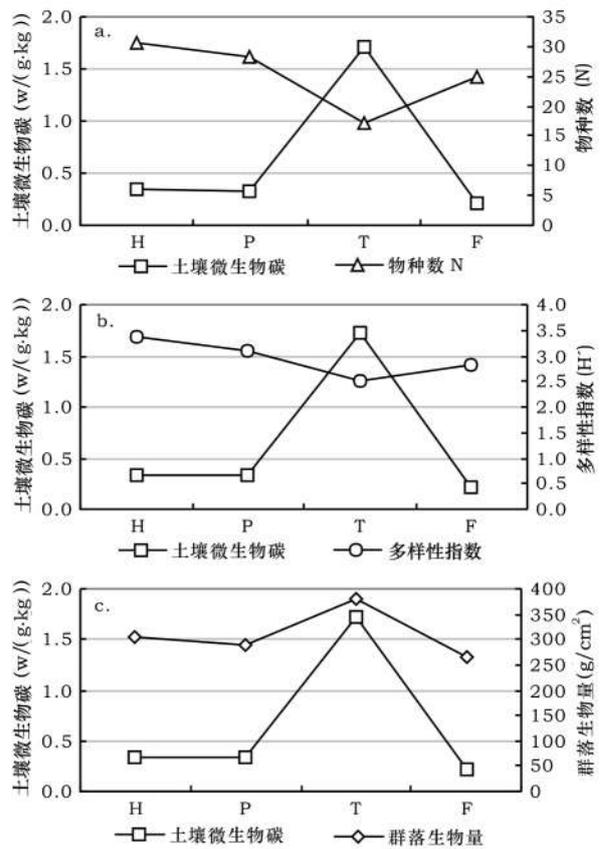
2010年10月



H:矮嵩草草甸 *K. humilis meadow*  
 P:高山嵩草草甸 *K.pygmaea meadow*  
 T:藏嵩草沼泽化草甸 *K. tibetica swamp meadow*  
 F:金露梅灌丛 *Potentilla fruticosa shrub*

图1 不同草地类型土壤有机碳与多样性、生产力关系

Fig. 1 The relationship between soil organic carbon and diversity, biomass in different vegetation



H:矮嵩草草甸 *K. humilis meadow*  
 P:高山嵩草草甸 *K.pygmaea meadow*  
 T:藏嵩草沼泽化草甸 *K. tibetica swamp meadow*  
 F:金露梅灌丛 *Potentilla fruticosa shrub*

图2 不同草地类型土壤微生物生物量与多样性、生产力关系

Fig. 2 The relationship between soil microbial biomass carbon and diversity, biomass in different vegetation

有机质、全氮相关显著或极显著;与土壤容重存在显著负相关关系;土壤微生物量碳与土壤有机质、全氮相关显著或极显著,除金露梅灌丛外,微生物量碳与土壤容重均达到了显著负相关关系。由于群落生物量的增加,其凋落物的积累和输入也相应增加,使得土壤有机碳积累增加,土壤微生物和酶活性提高。因此,土壤有机碳和微生物量碳含量可作为衡量土壤肥力和土壤质量的重要指标。不同类型草地群落其多样性指数、物种数随土壤有机碳、微生物量碳的增加而降低;群落生物量随着土壤有机碳、微生物量碳含量的增加而增加。

土壤作为植物环境的主要因子,其基本属性和特征必然影响群落演替方向、群落物种组成及其生物量(地上、地下生物量)高低。草本植物不仅地上

部分生产量大,为土壤微生物提供大量凋落物,而且根系发达,密集于表层,根系的分泌物和衰亡的根更是微生物丰富的能源物质。4种群落类型土壤剖面,土壤有机碳和微生物量碳含量随土层深度的增加而降低,同一土层、不同群落类型土壤有机碳和微生物量碳也存在明显差异。

不同类型草地其最初的植物群落物种组成、生产力水平和土壤养分条件影响着土壤微生物生物量、组成和活性。本文试验结果也证明了植物群落生物量(包括腐殖质)影响土壤微生物及其活性。当然,物种多样性也可能间接影响土壤微生物群落组成及生物量,例如在藏嵩草沼泽化草甸虽然物种丰富度较低,但群落生物量的提高,更好地为微生物的生长发育提供了丰富的碳、氮源。

## 参考文献 (References):

- [1] Tilman D. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization[J]. *Ecology*, 1993, 74 (8): 2179–2191.
- [2] Rosenzweig M L. Species Diversity in Space and Time[M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995.
- [3] Tilman D. Resource Competition and Community Structure[M]. Princeton, New Jersey, USA: Princeton University Press, 1982.
- [4] Tilman D. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients[J]. *Ecological Monographs*, 1987, 57: 189–214.
- [5] Zak D R, Grigal D F, Gleeson S, *et al.* Carbon and nitrogen cycling during secondary succession: constraints on plant and microbial biomass[J]. *Biogeochemistry*, 1990, 11: 111–129.
- [6] Zak D R, Tilman D, Parmenter C W. Plant production and soil microorganisms in late-successional ecosystems: a continental-scale study[J]. *Ecology*, 1994, 75: 2333–2347.
- [7] Bobbink R. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland [J]. *Journal of Applied Ecology*, 1991, 28: 28–41.
- [8] Laura G, Grace JB. Herbivore effects on plant species density at varying productivity levels[J]. *Ecology*, 1998, 79(5):1586–1594.
- [9] Bedford L B, Wakbridge M R, Allison A. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate north American wetlands[J]. *Ecology*, 1999, 80(7): 2151–2169.
- [10] Curtis R J, Ferrell G M, Panchabi V. Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in everglades saw grass[J]. *Ecology*, 1999, 80(7): 2182–2192.
- [11] Carson W P, Pickett S T A. Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community[J]. *Ecology*, 1990, 71(1):226–238.
- [12] Gough L, Osenberg C W, Gross K L. Fertilization effects on species density and primary productivity in several herbaceous plant communities[J]. *Oikos*, 2000, 89(3): 428–439.
- [13] 徐阳春,沈其荣,冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响[J]. *土壤学报*, 2002, 39(1): 89–96.
- [14] Nsabimana D, Haynes R J, Wallis F M. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use [J]. *Applied Soil Ecology*, 2004, 26: 81–92.
- [15] 李东坡,武志杰,陈利军. 长期培肥黑土微生物量碳动态变化及影响因素 [J]. *应用生态学报*, 2004, 15(8): 1334–1338.
- [16] Paul E A, Voroney R P. Nutrient and energy flow through soil microbial biomass [A]. Rllwood D C. eds. *Contemporary Microbial Ecology* [C]. London: Academic Press, 1980.
- [17] Roy S, Singh J S. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest [J]. *Journal of Ecology*, 1994, 82: 503–509
- [18] 王文颖,王启基,王刚,等. 高寒草甸土地退化及其恢复重建对植被碳、氮含量的影响[J]. *植物生态学报*, 2007, 31(6): 1073–1078.
- [19] 王启基,李世雄,王文颖,等. 江河源区高山嵩草 (*Kobresia pygmaea*) 草甸植物和土壤碳、氮储量对覆被变化的响应[J]. *生态学报*, 2008, 28(3): 886–894.
- [20] 王长庭,龙瑞军,王启兰,等. 三江源区不同建植年代人工草地群落演替与土壤养分变化[J]. *应用与环境生物学报*, 2009, 15(6): 737–744.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)(M). 北京:中国农业出版社, 2000.
- [22] Vance E D, Brooks P C, Jenkinson D S. An extraction method for measure soil microbial biomass C [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19: 703–707.
- [23] 马克平,刘玉明. 生物群落多样性的测度方法. I a多样性的测度方法(下)[J]. *生物多样性*, 1994, 2(4): 231–239.
- [24] Jenkinson D S. The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soils [A]. In Wilson J R. ed. *Advances in Nitrogen Cycling in Agriculture Ecosystem* [C]. International, Wallingford, 1988.
- [25] 任天志, Grego S. 持续农业中的土壤生物指标研究 [J]. *中国农业科学*, 2000, 33(1): 68–75.
- [26] Robertson G P, Vitousek P M. Nitrification potentials in primary and secondary succession [J]. *Ecology*, 1981, 62: 376–386.
- [27] Vitousek P M, Matson P A, Van Cleve K. Nitrogen availability and nitrification during succession, primary, secondary and old field series [J]. *Plant and Soil*, 1989, 115: 229–239.
- [28] 王长庭,龙瑞军,曹广民,等. 高寒草甸不同类型草地土壤养分与物种多样性-生产力关系[J]. *土壤通报*, 2008, 39(1): 1–8.
- [29] DiTommaso A, Aarssen L W. Resource manipulations in natural vegetation: A review [J]. *Vegetation*, 1989, 84: 9–29.

## Relationships between Soil Carbon Distribution and Species Diversity and Community Biomass at Different Alpine Meadows

WANG Changting<sup>1,2</sup>, LONG Ruijun<sup>3</sup>, LIU Wei<sup>2</sup>, WANG Qilan<sup>2</sup>, ZHANG Li<sup>2,4</sup>, WU Pengfei<sup>1</sup>

(1. College of Life Science and Technology, Southwest University for Nationalities, Chengdu 610041, China;

2. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China;

3. College of Pastoral Agriculture Science and Technology, Lanzhou University, Lanzhou 730070, China;

4. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Soil organic carbon is a critical component in the terrestrial carbon reservoir, and its storage, distribution, and conversion play a major role in the globe carbon budget. Better understanding the distribution pattern of soil carbon storage in different alpine meadows will facilitate the projection of global change on the terrestrial carbon cycling. The relationship between biodiversity and ecosystem functioning has aroused considerable interest and controversy in recent ecological literature. Heterotrophic microbial communities inhabiting soil dictate key processes that control the ecosystem carbon and nitrogen cycling, and they potentially represent a mechanistic link between plant diversity and ecosystem functions. Measurements of different plant community types and soils were used at the Haibei alpine meadow ecosystem station during the period 2003-2005. This study was conducted to examine characteristics of soil microbial biomass carbon (MBC), soil organic carbon (SOC), and their relationships with productivity and diversity at different alpine meadows. Results indicated that the plant diversity index ( $H'$ ) decreased with soil total organic carbon and soil microbial biomass carbon increasing. Community biomass increased with soil total organic carbon and MBC increasing in different alpine meadow communities. The MBC and organic total carbon at 0-10 cm, 10~20 cm, 20~40 cm, and 0~40 cm soil layer in *Kobresia tibetica* swamp meadow were found to be 2.99, 1.78, 0.38, and 1.72 g/kg dry soil, and 183.31, 78.92, 20.58, and 94.27 g/kg dry soil, respectively, which were significantly higher than other types of meadows ( $p < 0.01$ ). The SOC and MBC contents decreased with increasing soil depth, exhibiting differences at the same soil depth in different type communities. There existed a significant correlation of the two indices with soil organic and soil total N, indicating that both SOC and MBC could be used as the important indicators to measure changes in soil quality. The soil resources showed a stronger positive correlation with aboveground biomass of different grassland type communities. Changes in microbial composition and community biomass largely resulted from a higher level of plant production, rather than from plant diversity. It was found that the plant species differed in their biochemical composition. Changes in plant diversity could substantially change the production, thereby controlling the composition and function of heterotrophic microbial communities. The amounts of living plant biomass in alpine meadow communities affected soil microbial biomass carbon, soil organic carbon, and soil fertility. These results suggest that the original soil conditions, plant community composition, and community productivity play an eminent role in regulating plant community productivity and microbial biomass and activity in different alpine meadows.

**Key words:** Species diversity; Biomasses; Soil organic carbon; Microbial biomass carbon; Alpine meadow