

高原鼠兔挖掘活动对土壤中氮素含量的影响

刘伟¹ 许庆民² 王溪¹ 赵建中¹ 周立¹

(1中国科学院西北高原生物研究所, 西宁, 810001) (2青海省环境监测中心, 西宁, 810007)

摘要: 本文通过测定不同类型高原鼠兔鼠丘和鼠丘下 0~10 cm 土壤中总氮、铵态氮和硝态氮的含量变化, 分析了高原鼠兔挖掘活动对土壤中无机氮含量的影响, 并通过测定高原鼠兔鼠丘密度, 计算了每只高原鼠兔对氮素循环的贡献。研究表明: 不同类型鼠丘土壤中总氮含量无明显变化, 铵态氮、硝态氮和无机氮含量处理间变化趋势为当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘 > 对照。方差分析结果表明, 硝态氮含量在 5 月时差异显著, 当年鼠丘和两年鼠丘显著大于多年鼠丘和对照, 无机氮含量在 5 月和 9 月表现为当年鼠丘显著高于对照。在不同月份, 铵态氮含量月间变化趋势为 5~8 月逐渐降低, 至 9 月略有增加, 硝态氮和无机氮含量呈现“高-低-高-低-高”的“W”变化趋势。方差分析结果显示, 铵态氮、硝态氮和无机氮含量月间变化显著。不同类型鼠丘下 0~10 cm 土壤中铵态氮、硝态氮和无机氮含量处理间和月份间变化趋势与鼠丘土壤中变化趋势基本一致, 但硝态氮和无机氮含量在当年鼠丘中均显著高于对照, 且不同月份间铵态氮、硝态氮和无机氮的含量差异显著 ($P < 0.05$)。每只高原鼠兔挖掘活动所形成的鼠丘土壤中的铵态氮、硝态氮和无机氮分别增加了 162.6 mg/kg、355.1 mg/kg 和 497.7 mg/kg。

关键词: 高原鼠兔; 挖掘活动; 土丘; 氮含量

中图分类号: Q958

文献标识码: A

文章编号: 1000-1050(2010)01-0035-010

Influence of burrowing activity of plateau pikas (*Ochotona curzoniae*) on nitrogen in soils

LU Wei¹, XU Qingmin², WANG Xi¹, ZHAO Jianzhong¹, ZHOU Li¹

(1 Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China)

(2 Qinghai Environment Monitoring Center, Xining 810007, China)

Abstract: We analyzed the effects of burrowing activity of plateau pikas on inorganic nitrogen in soils by measuring the total nitrogen content, $N-NH_4^+$ content, and $N-NO_3^-$ content in different sorts of mounds soil and in soil 0-10 cm below the mounds, and estimated increased sizes of inorganic nitrogen by mean mounds density rate. The results showed that total nitrogen contents were not changed in different sorts of mounds soil, and the trend for NH_4^+ nitrogen content, NO_3^- nitrogen content, inorganic content were: in new mounds > in two-year mounds > in multiyear mounds > in control soil. The one way ANOVA results showed that NH_4^+ nitrogen content was not changed in different sorts of mounds soil, but NO_3^- nitrogen content in new mounds soil and in two-year-old mounds soil was greater than it was in multiyear mounds soil and in control soil in May ($F = 14.55$, $P < 0.001$, $df = 3, 12$), and inorganic content in new mounds was greater than it in control soils in May and September ($F_{May} = 14.55$, $P < 0.001$, $df = 3, 12$; $F_{Sept} = 3.92$, $P < 0.05$, $df = 3, 12$). $N-NH_4^+$ content reduced gradually from May to August, and increased in September, $N-NO_3^-$ content and inorganic nitrogen content showed the trends of “high-low-high-low-high” from May to September. The one way ANOVA results showed significant differences between months. $N-NH_4^+$ content, $N-NO_3^-$ content and inorganic nitrogen content in soils 0-10 cm under different sorts mounds showed the same change as in mounds soils among months and treatments, but $N-NO_3^-$ content and inorganic content were greater in soils 0-10 cm under new mounds soil than it was in control soil ($P < 0.05$) in the same month respectively, and $N-NH_4^+$ content, $N-NO_3^-$ content and inorganic nitrogen content showed significant differences between different months of the magnitude of the changes in $N-NH_4^+$ content, $N-NO_3^-$ content and inorganic nitrogen content were 162.6 mg/kg, 355.1 mg/kg and 497.7 mg/kg respectively in new mounds soil.

Key words: Burrowing activity; Mound; Nitrogen content; Plateau pika (*Ochotona curzoniae*)

基金项目: 国家“十五”重大科技攻关资助项目 (2001BA606A-02); 国家自然科学基金资助项目 (30970498)

作者简介: 刘伟 (1965-), 男, 博士, 副研究员, 主要从事草地生态学方面的研究。

收稿日期: 2009-04-31; 修回日期: 2009-08-13

挖掘活动 (burrowing activity) 是小型哺乳动物主要的行为特征之一, 也是他们赖以生存的基础。在挖掘活动过程中, 地表下大量土壤被推至地面并形成土丘 (鼠丘), 改变了土壤原有的形态, 使土壤垂直和水平结构发生变化, 进而影响土壤中物质循环速率 (Reichman and Seabloom, 2002; 魏兴琥等, 2006), 同时, 挖掘活动产生的土丘增加了栖息地环境的异质性, 对植物种的丰富度 (Formosov, 1928; Dmitriev, 1985; Whicker and Dettling, 1988; Smith *et al.*, 1990; Huntly and Reichman, 1994; Stapp, 1998)、群落结构和生产力 (Tilman, 1983; Spencer *et al.*, 1985; Reichman and Smith, 1985; 张堰铭和刘季科, 2002; 张卫国等, 2004) 及其它动物的数量和分布产生影响 (Ceballos *et al.*, 1999; Chien and Smith, 2003)。因此, 小型哺乳动物的挖掘活动一直是草原生态学家关注的生态学问题之一。

高原鼠兔 (*Ochotona curzoniae*) 主要分布于青藏高原及其毗邻的尼泊尔、锡金地区 (冯祚建和郑昌琳, 1985), 是青藏高原主要的优势种小型哺乳动物。由于其种群数量的增加与草地退化在时间和空间上的重叠, 高原鼠兔被打上了高寒草地“害鼠”的标签而被大量灭杀, 其中, 挖掘活动形成的土丘覆盖可利用草地, 减小可利用草场面积, 引起土壤侵蚀和养分流失, 加快了高寒草地退化速度, 成为了高原鼠兔危害草地的主要特点之一 (刘季科等, 1980; 杨振宇和江小蕾, 2002; 刘伟等, 2003)。因而, 多数的生态研究亦集中在高原鼠兔与草地之间的关系和种群数量控制方面 (施银柱, 1983; 张堰铭等, 1998; 江小蕾, 1998; 刘伟等, 1999; 魏万红等, 1999; 李文靖和张堰铭, 2006), 很少涉及高原鼠兔挖掘活动对草地生态系统有益的作用。本研究通过分析高原鼠兔不同年代鼠丘土壤中氮元素的变化、高原鼠兔种群密度和土丘数量的关系, 探讨高原鼠兔挖掘活动对高寒草甸土壤中主要营养成分——氮元素循环的影响, 旨在阐明高原鼠兔对高寒草甸生态系统有益的作用。

1 材料和方法

1.1 研究地区自然概况

研究区域位于青海省果洛藏族自治州玛沁县大武乡格多牧委会, 地理位置为北纬 $34^{\circ}17' \sim 34^{\circ}25'$, 东经 $100^{\circ}26' \sim 100^{\circ}43'$, 平均海拔 4 120 m。该地区气候具有典型的高原大陆性气候特点, 无明

显的四季之分, 仅有冷暖之别, 冷季漫长, 干旱且寒冷; 暖季短暂, 潮湿而阴冷, 年温差较小, 而日温差较大, 全年无绝对无霜期, 年降水量为 420 ~ 560 mm, 多集中在 6 ~ 10 月。土壤为高山灌丛草甸土, 土壤表层和亚表层中的有机质含量丰富 (刘伟等, 2008)。

主要植被类型为高寒嵩草草甸。主要优势植物种为矮嵩草 (*Kobresia humilis*), 主要的伴生种有高山嵩草 (*Kobresia pygmaea*)、二柱头蕨草 (*Scirpus distigmaticus*)、垂穗披碱草 (*Elymus nutans*)、早熟禾 (*Poa annual*)、太白细柄茅 (*Ptilagrostis concinna*)、黑褐苔草 (*Carex moorcroftii*)、铺散亚菊 (*Ajania khartensis*)、弱小火绒草 (*Leontopodium pusillum*)、短穗兔耳草 (*Lagotis beachystachya*) 等。

1.2 研究方法

1.2.1 样地选择

试验始于 2007 年 4 月, 结束于 2007 年 9 月。研究样地为退化的矮嵩草草甸。为避免大型食草动物对鼠丘的践踏, 试验在 100 m \times 100 m 的围栏封闭样地内进行。

1.2.2 高原鼠兔鼠丘的分类及标定

高原鼠兔鼠丘依据堆积时间的长短分为当年鼠丘 (A)、两年鼠丘 (B) 和多年鼠丘 (C) 三类。分类标准如下: 当年鼠丘体积较大, 形状为较规则的圆丘, 土壤颜色为褐色, 土壤颗粒结构松散, 土壤湿度较大, 最显著的特点是新堆积的鼠丘上几乎没有任何植物生长; 两年鼠丘表面的土壤有些板结, 有少量的植物生长; 多年鼠丘土壤表面颜色基本与鼠丘周围土壤一致, 土壤表面已经完全板结, 鼠丘上生长有大量的植物。在封闭样地内, 每一类鼠丘各选取 10 个, 在鼠丘边缘用带有号码牌的木桩标记。

1.2.3 土壤样品的采集和处理

2007 年 5 月至 2007 年 9 月, 每月中旬采集土壤样品。取样时, 用取土铲和土壤钻分别取鼠丘以及被鼠丘覆盖的 0 ~ 10 cm 的土壤, 同时, 在无鼠丘区域取 0 ~ 10 cm 土壤, 重复 5 次, 作为对照 (CK)。采集的土样样品装入密封的塑料袋内。

将土壤样品运回实验室后, 取出大约 100 g 及时进行冷冻, 以供测定铵态氮和硝态氮。将剩余土壤样品放置于阴凉处风干, 过 160 目土壤筛, 装入密封袋内, 用以测定土壤总氮。

1.2.4 土壤样品中氮素含量的测定

氮素含量测定内容为: 硝态氮、铵态氮和总

氮。其中, 铵态氮和硝态氮采用氯化钾浸提—还原蒸馏法; 总氮含量采用凯氏定氮法。每个土壤样品平行测定 3 次。

土壤中可被植物直接吸收的氮为无机态氮, 又称为矿质化氮, 主要由铵态氮、硝态氮和亚硝态氮组成, 通常情况下, 亚硝态氮在土壤中难以积累, 含量甚微 (朱兆良, 1982), 因此, 本研究中, 无机态氮为铵态氮和硝态氮之和。

1.2.5 鼠兔密度和不同类型鼠丘数量、重量的测定

于 2007 年 8 月中旬, 随机选取 50 m × 50 m 的样方 6 个, 利用堵洞盗洞法连续 3 d 记录总洞数和有效洞数。同时, 在附近地区选取一块 25 m × 25 m 的样地, 采用堵洞盗洞法测定总洞数和有效洞数, 有效洞口测定完毕后利用夹捕法在该样地对高原鼠兔进行夹捕, 直至不再捕到为止。利用捕获的高原鼠兔数量, 计算该地区高原鼠兔的洞口系数, 即: 洞口系数 = 有效洞数 / 高原鼠兔数量, 则高原鼠兔种群数量 = 样区内有效洞数 / 洞口系数。

随机选取 3 个 50 m × 50 m 的样方, 统计样方内不同类型鼠丘的数量, 另外在样地邻近区域随机选取一个 50 m × 50 m 的样方, 测量样方内每个鼠丘的周长, 利用 FDR 湿度计测定鼠丘土壤的含水量, 并称重 10 个不同类型鼠丘的重量, 则鼠丘干重为: 鼠丘湿重 × (1 - 鼠丘含水量)。

1.2.6 数据分析

土壤样品中氮素含量、不同类型鼠丘密度和重量、鼠兔密度均采用测定值算术平均值。

不同鼠丘和对照土壤中氮素含量差异, 采用单因素方差分析检验, 不同处理和月份间采用 Duncan 法在 0.05 水平进行多重比较。

平均每只高原鼠兔挖掘活动对无机氮增减量的

估计采用当年鼠丘的数据进行计算, 公式为:

$$M = P \times M_0 \times C$$

$$C = C_1 - C_4$$

M 表示平均每只高原鼠兔挖掘活动对无机氮影响的增减量 (g), P 表示高原鼠兔鼠丘密度比 (个/只), M_0 表示当年鼠丘土壤平均重量 (kg/个), C 表示鼠丘土壤中无机氮的增减量。在这里, C_1 为当年鼠丘中无机氮的含量 (g/kg), C_4 为对照土壤中无机氮的含量 (g/kg)。

2 结果

2.1 不同类型鼠丘的形态特征、密度与鼠兔密度的关系

观察结果表明, 高原鼠兔挖掘活动主要在每年的 4 ~ 10 月进行, 冬季由于天气寒冷, 冻土层上升, 高原鼠兔几乎不进行挖掘。因而, 新鼠丘的产生从 4 月开始。新鼠丘的出现并非全是高原鼠兔挖掘洞道的结果, 洞道的修饰也是新鼠丘产生的途径之一。

高原鼠兔挖掘或修饰洞道形成新鼠丘, 此时鼠丘覆盖面积、高度和重量值均较大, 随着时间的推移, 由于自然侵蚀, 它们均呈下降趋势, 即: 当年鼠丘 (A) > 两年鼠丘 (B) > 多年鼠丘 (C) (表 1)。

鼠丘数量的多少与高原鼠兔种群数量有直接的关系。统计结果表明, 鼠丘密度为 770.7 个 / hm^2 , 其中, 当年、两年和多年鼠丘密度分别为 260.0 个 / hm^2 、258.7 个 / hm^2 和 263.0 个 / hm^2 , 其相互间比例接近 1 : 1 : 1。采用堵洞盗洞法测得高原鼠兔种群密度为 310.4 只 / hm^2 。每只高原鼠兔形成鼠丘数量为 2.48 个 / 只。

表 1 不同类型鼠丘形态特征

Table 1 Configurational character of different type mounds

| 鼠丘类型 Type of mounds | 覆盖面积 (m ²) Area covered (m ²) | 平均高度 (cm) Mean height (cm) | 平均重量 (kg) Mean weight (kg) |
|------------------------|--|-------------------------------|-------------------------------|
| A | 0.2098 ± 0.0151 | 5.6 ± 0.50 | 11.00 ± 0.64 |
| B | 0.0801 ± 0.0096 | 3.7 ± 0.41 | 7.11 ± 0.49 |
| C | 0.0705 ± 0.0068 | 2.5 ± 0.23 | 6.80 ± 0.45 |

A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘

A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound.

2.2 鼠丘土壤中无机态氮含量变化

不同类型鼠丘土壤中铵态氮含量变化与鼠丘形

成时间有直接的关系。在同一月, 铵态氮含量变化趋势完全一致 (图 1), 即当年鼠丘 > 两年鼠丘 >

多年鼠丘 > 对照。统计分析结果表明, 不同类型鼠丘和对照土壤中铵态氮含量没有显著差异 ($P > 0.05$)。在不同月份, 同一类型鼠丘土壤中铵态氮含量变化表现为 5 月最高 (A: 35.5 mg/kg; B: 33.6 mg/kg; C: 32.3 mg/kg; CK: 31.5 mg/kg), 8 月最低 (A: 17.8 mg/kg; B: 14.8 mg/kg; C: 13.4 mg/kg; CK: 13.2 mg/kg), 总体变化趋势为 5~8 月逐渐降低, 至 9 月略有增加。方差分析结果显示, 不同月份间当年鼠丘、两年鼠丘、多年鼠丘及对照铵态氮含量差异显著。其中, 当年鼠丘 ($F = 3.55$, $P < 0.05$, $df = 4, 16$), 5 月铵态氮含量显著或极显著高于 8 月和 9 月; 两年鼠丘和多年鼠丘, 铵态氮含量 5 月显著高于其它月份, 6 月、7 月和 9 月显著高于 8 月 ($F = 23.80$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$); 多年鼠丘, 铵态氮含量 5 月显著或极显著高于其它月份, 而 8 月显著低于其它月份 ($F = 14.11$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$); 对照土壤中, 铵态氮含量在 5 月最高, 且 5 月和 6 月显著高于其它月份, 8 月最低, 且显著低于其它月份 ($F = 13.42$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$)。

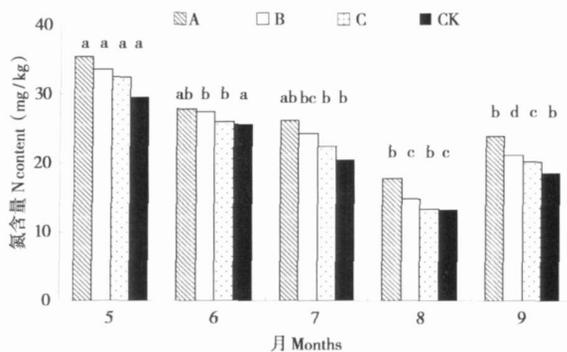


图 1 不同类型鼠丘土壤铵态氮含量变化. A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 1 Changes in $N-NH_4^+$ content in different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$).

不同类型鼠丘土壤中硝态氮含量在相同月份的变化趋势与铵态氮一致, 即当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘 > 对照 (图 2)。方差分析结果表明, 在相同月份, 当年和两年鼠丘硝态氮含量仅在 5 月显著高于多年鼠丘和对照 ($F = 8.73$, $P < 0.01$, $df = 3, 12$)。其它月份不同类型鼠丘硝态氮含量差异不明显。在不同月份间, 硝态氮含量 5 月最高,

9 月次之, 而 6 月最低, 呈现近似 “W” 型变化 (图 2)。统计分析结果表明, 当年鼠丘 5 月硝态氮含量显著或极显著高于其它月份, 6 月显著或极显著低于其它月份 ($F = 15.34$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$); 两年鼠丘 6 月份硝态氮含量显著低于其他月份, 5 月显著高于 7 月和 8 月 ($F = 11.55$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$); 多年鼠丘 5、7 和 9 月硝态氮含量显著高于 6 月和 8 月, 且 8 月显著高于 6 月 ($F = 11.21$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$); 对照土壤中 6 月硝态氮含量极显著低于其它月份, 9 月显著高于 8 月 ($F = 11.42$, $P < 0.001$, $df = 4, 16$)。

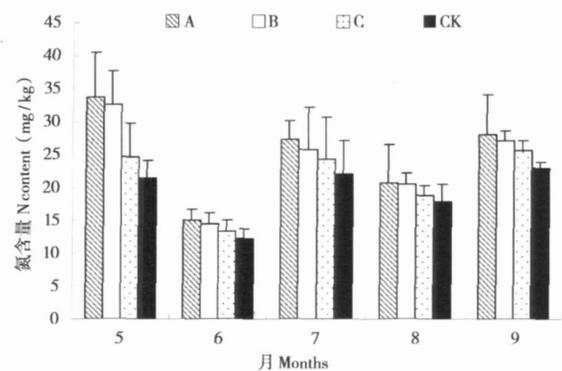


图 2 不同类型鼠丘土壤硝态氮含量变化. A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著, 不同处理柱状图内相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 2 Changes in $N-NO_3^-$ content in different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$); Bars across same month embedded with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$).

土壤中无机态氮可被植物直接吸收利用, 其中, 铵态氮和硝态氮是构成无机态氮的主要组成部分, 因而, 鼠丘中铵态氮和硝态氮含量的变化必然会引起无机态氮含量的变化。而由于铵态氮和硝态氮月间含量变化的趋势有所不同, 有必要对无机态氮含量加以分析比较。

不同类型鼠丘土壤中无机态氮含量均高于对照, 在同一月份, 其变化趋势为当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘 > 对照 (图 3)。在 5 月和 9 月, 不同类型鼠丘中无机态氮含量存在着显著的差异。其中, 5 月表现为当年和两年鼠丘无机氮含量极显著高于多年鼠丘和对照 ($F = 14.55$, $P < 0.001$, $df = 3, 12$); 9 月表现为当年鼠丘无机氮含量极显著

高于对照 ($F = 3.92$, $P < 0.05$, $df = 3, 12$)。不同类型鼠丘及对照无机氮含量月间变化明显 (图 3), 其中, 5月含量最高, 7月和 9月次之, 而 6月和 8月较低, 其变化趋势与硝态氮近似, 呈“W”型。统计检验结果显示, 当年鼠丘土壤中, 5月无机氮含量均显著高于其它月份, 而 8月无机氮含量均显著低于 5月、7月和 9月 ($F_{\text{当年鼠丘}} = 13.33$, $P < 0.01$; $F_{\text{两年鼠丘}} = 21.16$, $P < 0.001$; $F_{\text{多年鼠丘}} = 11.48$, $P < 0.001$; $F_{\text{对照}} = 13.07$, $P < 0.001$; $df = 4, 16$)。

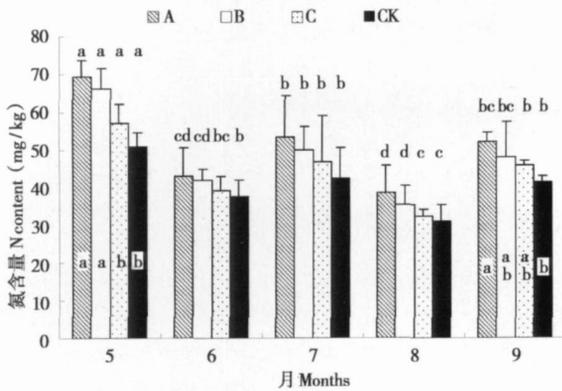


图 3 不同类型鼠丘土壤无机态氮含量变化: A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著, 不同处理柱状图内相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 3 Changes in N-N content in different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$); Bars across same month embedded with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$).

2.3 鼠丘下 0~10 cm 土壤中无机氮含量变化

鼠丘下 0~10 cm 土壤中铵态氮含量的变化趋势与土丘中基本一致 (图 4), 即在同一月份, 变化趋势为当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘 > 对照。且在 9月时当年鼠丘铵态氮含量显著高于多年鼠丘和对照 ($F = 3.66$, $P < 0.05$, $df = 3, 12$)。在不同月份间, 同一处理铵态氮变化明显, 5月较高, 8月较低, 5~9月呈现逐渐下降的趋势, 至 9月又略有增加。方差分析结果表明, 当年鼠丘下土壤中铵态氮 5~7月显著高于 8月和 9月 ($F = 17.75$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 2年鼠丘下土壤中铵态氮含量 5月显著高于 7~9月, 而 8月显著低于其它月份 ($F = 16.25$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 多年鼠丘下土壤中铵态氮含量 5~7月显著高于 8~9月 ($F = 9.93$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 对照土壤中铵

态氮含量 5~6月显著高于 7~9月, 8月显著低于其它月份 ($F = 13.42$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$)。

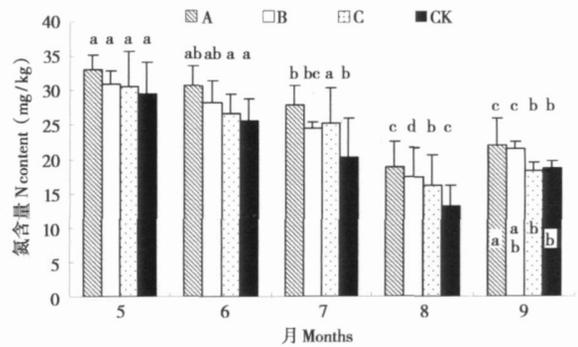


图 4 不同类型鼠丘下 0~10 cm 土壤铵态氮含量变化: A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著, 不同处理柱状图内相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 4 Changes in 0 - 10 cm $N-NH_4^+$ content under different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$); Bars across same month embedded with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$)

鼠丘下 0~10 cm 土壤中硝态氮含量的变化与鼠丘上略有差异 (图 5)。在同一月份, 当年鼠丘下 0~10 cm 土壤中硝态氮含量较高, 两年鼠丘次之, 而多年鼠丘和对照较低。方差分析结果显示, 当年鼠丘下 0~10 cm 土壤中硝态氮含量在 5~9月均显著或极显著高于多年和对照 ($F_{\text{月}} = 5.72$, $P < 0.05$; $F_{\text{月}} = 6.91$, $P < 0.01$; $F_{\text{月}} = 4.66$, $P < 0.05$; $F_{\text{月}} = 3.40$, $P = 0.053$; $F_{\text{月}} = 6.00$, $P < 0.01$; $df = 3, 12$)。不同月份间鼠丘下 0~10 cm 土壤中硝态氮含量亦呈现“W”型变化趋势, 且均存在着显著的差异。其中, 在当年鼠丘下土壤中, 6月硝态氮含量显著低于其它月份 ($F = 9.20$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 在两年鼠丘下土壤中, 6月和 8月硝态氮含量显著低于其它月份 ($F = 14.40$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 在多年鼠丘下土壤中, 7月硝态氮含量显著高于其它月份 ($F = 6.75$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$)。

鼠丘下 0~10 cm 土壤中无机氮含量变化与鼠丘的形成时间有密切的关系。当年鼠丘下土壤中无机氮含量较高, 两年鼠丘次之, 多年鼠丘下和对照较低 (图 6)。在同一月份, 0~10 cm 土壤中无机氮含量变化趋势基本为当年鼠丘下 > 两年鼠丘下 > 多年鼠丘下 > 对照。方差分析结果表明, 当年鼠

丘下土壤中 0~10 cm 无机氮含量均显著高于多年鼠丘和对照 ($F_{\text{月}} = 5.77$, $P < 0.05$; $F_{\text{月}} = 3.81$, $P < 0.05$; $F_{\text{月}} = 15.81$, $P < 0.01$; $F_{\text{月}} = 4.13$, $P < 0.05$; $F_{\text{月}} = 11.30$, $P < 0.01$; $df = 3, 12$)。不同月份间鼠丘下 0~10 cm 土壤中无机氮含量的变化呈不明显的“W”型变化, 其中, 5月、7月和9月较高, 6月和8月较低。方差分析结果表明, 月间差异明显。在当年鼠丘下 0~10 cm 土壤中, 5月和7月显著高于其它月份 ($F = 11.92$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 在两年鼠丘下 0~10 cm 土壤中, 6月和8月显著低于其它月份 ($F = 15.42$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$); 在多年鼠丘下 0~10 cm 土壤中, 5月和7月显著高于8月和9月, 8月显著低于5月、6月和7月 ($F = 12.99$, $P < 0.01$, $df = 4, 16$)。

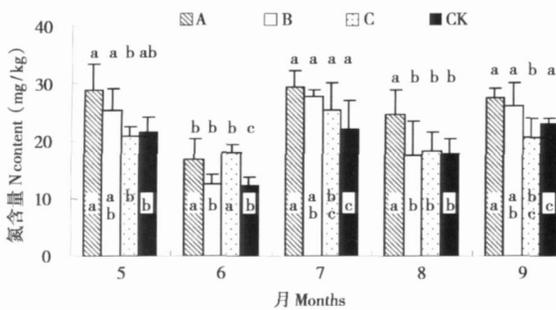


图5 不同类型鼠丘下 0~10 cm 土壤硝态氮含量变化. A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著, 不同处理柱状图内相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 5 Changes in 0 - 10 cm $N-NO_3$ content under different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$); Bars across same month embedded with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$)

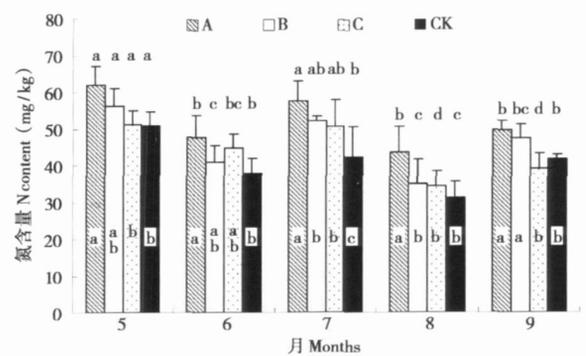


图6 不同类型鼠丘下 0~10 cm 土壤无机态氮含量变化. A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照; 同一处理柱状图上相同字母表示差异不显著, 不同处理柱状图内相同字母表示差异不显著 ($P > 0.05$)

Fig. 6 Changes in 0 - 10 cm N-N content under different mounds. A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control; Bars across same treatments topped with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$); Bars across same month embedded with the same letter are not significantly different ($P > 0.05$)

2.4 不同类型鼠丘土壤中总氮含量

与无机氮变化不同, 不同类型鼠丘土壤中总氮含量变化很小 (表 2), 统计分析结果表明处理间总氮含量没有显著的差异, 月间变化亦不明显。

2.5 鼠丘无机氮增加量

为了准确估计平均每只高原鼠兔挖掘活动对土壤中无机氮含量变化的贡献, 高原鼠兔种群密度、鼠丘密度均采用 8月时的数据, 这时高原鼠兔种群密度达到最高, 能客观反应高原鼠兔挖掘活动形成的土丘数量。而无机氮含量采用 5月时的数据。这时植物生长时间较短, 土壤中无机氮损失少而含量较高; 而对于当年鼠丘而言, 所受侵蚀时间也较短, 鼠丘土壤中无机氮损失较少, 因此采用当年鼠丘土壤中的无机氮含量数据。计算结果见表 3。可

表 2 不同类型鼠丘总氮含量变化 (g/kg)

Table 2 The total N content in different mounds (g/kg)

| | A | B | C | CK |
|---------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| 5月 May | 0.811 ± 0.0017 | 0.802 ± 0.0090 | 0.800 ± 0.0039 | 0.807 ± 0.0041 |
| 6月 Jun | 0.801 ± 0.0031 | 0.801 ± 0.0020 | 0.806 ± 0.0051 | 0.800 ± 0.0024 |
| 7月 Jul | 0.800 ± 0.0033 | 0.808 ± 0.0049 | 0.806 ± 0.0097 | 0.803 ± 0.0049 |
| 8月 Aug | 0.800 ± 0.0019 | 0.802 ± 0.0071 | 0.801 ± 0.0087 | 0.804 ± 0.0048 |
| 9月 Sept | 0.803 ± 0.0025 | 0.808 ± 0.0039 | 0.809 ± 0.0042 | 0.805 ± 0.0092 |

A: 当年鼠丘; B: 两年鼠丘; C: 多年鼠丘; CK: 对照

A: One-year mound; B: Two-year mound; C: Multiyear mound; CK: Control

以看出, 每只高原鼠兔挖掘活动所形成的鼠丘土壤中铵态氮、硝态氮和无机氮分别增加了 162.6 mg/kg、355.1 mg/kg 和 497.7 mg/kg。

表 3 平均每只高原鼠兔挖掘活动对土壤中无机氮的贡献 (mg/kg)
Table 3 The increased mean amount of inorganic N content in the mound burrowed by one pika (mg/kg)

| 铵态氮 $N-NH_4^+$ | 硝态氮 $N-NO_3^-$ | 无机氮 N-N |
|----------------|----------------|---------|
| 162.6 | 355.1 | 497.7 |

3 讨论

3.1 不同处理间氮素含量变化

土壤中无机态氮含量的多少是由矿化作用强弱决定的。而土壤温、湿度是影响氮素矿化作用的最重要因素, 且温度的影响要高于湿度。同时, 土壤深度、土壤质地及土壤有机质含量也会影响土壤的矿化作用 (王常慧等, 2004)。高原鼠兔作为高寒草甸的主要优势小型哺乳动物, 挖掘活动是其生命活动的基本特征, 而挖掘活动的直观结果就是将深层的土壤推至地面堆积, 并在草地上形成大小不一的鼠丘, 导致了土壤原有的形态、土壤结构和所处环境发生了根本性变化, 因而对土壤的温、湿度和有机质含量产生明显的影响 (李文靖和张堰铭, 2006), 有利于矿化作用的加强和无机态氮含量的增加。我们的研究发现不同类型鼠丘铵态氮、硝态氮和无机态氮含量均高于对照, 变化趋势均为当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘 > 对照, 特别是当年鼠丘土壤中氮素均显著高于对照, 说明高原鼠兔的挖掘活动有利于增加土壤中氮素的含量。对高寒草甸生态系统另一种关键啮齿动物——高原鼢鼠 (*Myospalax baileyi*) 的研究也表明, 高原鼢鼠不同时期的鼠丘在速效氮含量方面差异显著, 鼢鼠鼠丘土壤中有效氮含量高于周围地区, 且新鼠丘 > 旧鼠丘 > 对照 (王权业等, 1993), 与我们的研究结果基本一致。

高原鼠兔挖掘活动有利于土壤中氮素含量的增加, 我们认为主要有以下几方面的原因:

1) 土壤深度对氮素的矿化和硝化作用有抑制作用。随着土层深度的增加, 土壤的坚实度增加, 透气性逐渐降低, 氮素的矿化和硝化作用随土层深度增加而降低 (Berendse, 1990)。高原鼠兔挖掘活动将深层的土壤推至地面堆积, 使土壤变得疏松, 土壤容重、土壤坚实度减少, 改善了土壤的透气性,

从而加快矿化作用 (萧运峰等, 1982; 周华坤等, 2003; 王一博等, 2005)。

2) 土壤粘粒与土壤有机质的结合对土壤有机质提供保护, 可减少氮素的矿化 (Jastrow, 1996)。高原鼠兔的挖掘活动混合了鼠丘区域的土壤层次, 土壤原有团粒结构发生了变化, 紧凑的腐殖质团粒会变松散, 增加了土壤有机质与外界环境的接触面, 进而增加有机质分解反应的表面积, 促进了土壤的矿化作用。

3) 土壤有机质的质量会影响土壤氮的矿化。因为土壤有机质的质量直接影响到土壤中参与氮的矿化微生物的活性。在以往的研究中发现, 高原鼠兔的活动会显著提高表层土壤有机质含量 (李文靖和张堰铭, 2006), 这有利于参与分解的微生物获得自身的氮素, 间接加快了有机质的分解速率, 从而加快土壤中有有机质的矿化作用。

4) 土壤微生物在陆地生态系统氮素循环中起着关键的作用。土壤微生物种类、结构及功能与有机质分解、氮的矿化有密切的关系 (Murphy *et al*, 1998)。高寒草甸地区, 寒冷的气候条件不利于地下深层微生物的代谢活动和土壤的矿化作用, 高原鼠兔造丘活动推至地表的土壤, 易受日光照射, 太阳对鼠丘表面土壤的辐射增大, 表面土壤吸收的热量增多, 表面温度升高 (周华坤等, 2005), 高原鼠兔的活动还可以提高表层土壤湿度 (李文靖和张堰铭, 2006), 影响微生物的种类和活性, 加速微生物的分解作用。

不同类型鼠丘间的氮素含量差异呈现当年鼠丘 > 两年鼠丘 > 多年鼠丘, 我们认为这是由于植物对无机态氮素的吸收。两年和多年鼠丘上已经生长了一些植物, 植物的生长会吸收利用土壤中的有效氮。同时, 多年鼠丘土壤的物理结构会发生变化, 重新开始板结; 鼠丘丰富的有机质在快速的分解作用下, 含量也比当年鼠丘降低; 此外多年鼠丘还会受到淋溶等自然侵蚀作用而降低氮素的含量。这些因素对氮素含量的变化影响机理鲜有报道, 尚需进一步研究。

3.2 土壤氮素月间变化

不同类型鼠丘土壤中全氮含量相对稳定, 没有明显的季节性变化 (表 2)。尽管高原鼠兔挖掘活动会引起土壤矿化作用的加快, 但土壤中无机氮仅占全氮的 0.2% 左右, 而高寒草甸由于多年的低矿化作用, 具有较高的土壤氮库 (周兴民, 2001), 因此, 在短期内高原鼠兔挖掘活动形成的鼠丘土壤中全氮

含量相对稳定。

高英志等 (2004) 的研究指出, 在温带草原土壤中, 各形态氮素 (全氮、硝态氮、铵态氮、无机氮) 具有季节性变化。土壤全氮含量相对稳定, 土壤硝态氮 ($N-NO_3^-$)、铵态氮 ($N-NH_4^+$)、无机氮 ($N-N$) 季节变化明显。土壤中 $N-NO_3^-$ 含量随植物生长逐渐降低, 到植物枯黄期含量又回复到较高的水平; 土壤中 $N-NH_4^+$ 含量随植物生长有逐渐升高的趋势; $N-N$ 则随着植物的生长出现低-高-低-高的特点, 且与植被地上绿色生物量呈显著负相关。我们的试验结果中, 不同类型鼠丘土壤中铵态氮含量从 5~8 月逐渐降低, 9 月又略有回升 (图 1), 表现出了季节性变化规律。但与温带草原上铵态氮随植物生长而增减的结果相反 (Singh *et al.*, 1989)。我们认为, 这与高海拔、低温气候引起的高寒草甸土壤微生物量季节性变异有密切的关系, 高寒草甸草地的营养物质明显低于温带草地, 高海拔地区温度低, 土壤细菌相对较少, 真菌数量较多 (周兴民, 2001)。鼠丘上土壤的表面温度上升, 有利于进行硝化作用的微生物种群数量的提高, 硝化作用会消耗大量的铵态氮, 引起铵态氮含量的下降 (蔡晓布, 2004a, 2004b)。此外, 土壤中的微生物对铵态氮有吸收的偏好, 微生物群落的上升会造成对铵态氮固持作用的加强, 从而使得土壤中铵态氮的含量下降 (Bonde *et al.*, 1988)。而在高寒草甸地区, 5~8 月温度逐渐上升, 9 月略有下降, 因此, 微生物和硝化作用也必然经历逐渐增强而后降低的趋势, 其结果必然是铵态氮 5~8 月逐渐降低, 9 月略有回升的趋势。

鼠丘土壤中 $N-NO_3^-$ 含量在 5 月至 9 月之间出现高-低-高-低-高的变化。高原鼠兔鼠丘中土壤硝态氮含量的季节性变化, 可以归因于土壤中微生物群落季节性变化。土壤中硝态氮的变化由硝化细菌群落变化引起。硝化细菌的硝化作用受土壤环境影响较大, 在高海拔地区, 氧气、土壤温度均不利于硝化细菌的硝化作用, 高寒地区较低的温、湿度会抑制硝化细菌发挥作用 (周才平和欧阳华, 2001)。在研究地区, 6 月和 8 月土壤中硝态氮含量较低应该是温度、湿度等环境因子与植物生长综合作用的结果, 其变化的过程和机理还有待于进一步研究。

3.3 挖掘活动对高寒草甸植物群落的影响

高原鼠兔挖掘活动引起鼠丘土壤中氮素高于无鼠丘区域, 形成了鼠丘区域富营养斑块, 对于草地

生态系统而言, 氮素的增加, 无疑会有利于植物群落生产力和种的丰富度的增加, 尽管目前还缺乏直接的研究证据, 然而, 这一结果在其它小型哺乳动物的研究中已得到证实。张卫国等 (2004) 的研究表明, 高原鼢鼠的造丘活动对于退化草地的植被恢复具有明显的促进作用。鼠丘周边草地 (丘缘地) 的植被高度均显著高于距鼠丘较远的草地 (丘间地), 形成一个以鼠丘为中心的环状高草区, 鼢鼠的造丘活动不仅可以使丘缘地的植被高度显著增加, 而且对整个鼢鼠分布区的植被都具有明显的促进作用; Huntly 和 Reichman (1994) 的研究结果显示, 与没有挖掘活动的区域相比较, 动物挖掘活动对土壤表面的干扰可以增加植物种的丰富度; 在北美草原, 草原狗 (*Cynomys ludovicianus*) 活动区域植物种的多样性明显增加 (Spencer *et al.*, 1985; Whicker and Detling, 1988; Stapp, 1998); 在蒙古草原, 达乌尔鼠兔 (*Ochotona daurica*) 的挖掘活动有利于增加当地植物种的多样性 (Dmitriev, 1985)。

在众多的陆地生态系统, 氮素作为一种限制资源 (Swift *et al.*, 1979) 与植物的生长和生产力呈正相关关系 (Field and Mooney, 1986; Bowman *et al.*, 1993), 环境中可利用氮素的增加会提高植物组织中氮的含量 (Naylor and Stephen, 1993)。在高寒草甸, 氮素的增加有利于禾草植物类群的生长和生产力的提高 (陈亚明等, 2004) 以及植物体内粗蛋白含量的增加 (马玉寿等, 2003), 而禾草为高原鼠兔食物主要组成部分 (刘伟等, 2008), 因此, 氮的增加提高了高原鼠兔的营养水平, 从而提高了自身对栖息地的适合度。

参考文献:

- Berendse F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heath land ecosystems. *J of Ecology*, **78**: 413 - 427.
- Bowman W D, Theodose T A, Scharf J C, Conant R T. 1993. Alpine tundra primary production constrained by nutrient availability. *Ecology*, **74**: 2085 - 2098.
- Bonde T A, Schnurer J, Rosswall T. 1988. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. *Soil Biol Biochem*, **20**: 447 - 452.
- Cai X B, Qian C, Zhang Y, Pu Q. 2004a. Microbial characteristics of straw-amended degraded soils in central Tibet and its effect on soil fertility. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **15** (3): 463 - 468. (in Chinese)
- Cai X B, Peng Y L, Qian C, Feng G. 2004b. Influence of soil factors on interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and plants in Tibet

- altiplano pasture *Journal of Soil and Water Conservation*, **18** (5): 6 - 9. (in Chinese)
- Ceballos G, Pacheco J, List R. 1999. Influence of prairie (*Cynomys ludobovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *J Arid Environmets*, **41**: 161 - 172.
- Chien H L, Smith A T. 2003. Keystone status of plateau pikas (*Ochotona curzoniae*): effect of control on biodiversity of native birds. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 1901 - 1912.
- Chen YM, Li Z Z, Du G Z. 2004. Effects of fertilization on plant diversity and economic herbage groups in alpine meadow. *Acta Botanica Borreali-occidentalia Sinica*, **24** (3): 424 - 429. (in Chinese)
- Dmitriev P P. 1985. The relationship between some shrubs of the Mongolian steppes and colonies of mammals. *Zh Obshch Biol*, **46**: 661 - 669.
- Feng Z J, Zheng C L. 1985. Studies on the pikas (Genus: *Ochotona*) of China - taxonomic notes and distribution. *Acta Theriologica Sinica*, **5** (4): 269 - 289. (in Chinese)
- Field C, Mooney H A. 1986. The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. In: Givnish T ed. *On the Economy of Plant form and Function*. New York: Cambridge University Press, 5 - 49.
- Fomosov A N. 1928. Mammalia in the steppe biocenose. *Ecology*, **9**: 449 - 460.
- Gao Y Z, Wang S P, Han X G, Chen Q S, Wang Y F, Zhou Z Y, Zhang S M, Yang J. 2004. Soil nitrogen regime and the relationship between aboveground green phytobiomass and soil nitrogen fractions at different stocking rates in the Xilin River Basin, Inner Mongolia. *Acta Phytocologica Sinica*, **28** (3): 285 - 293. (in Chinese)
- Huntly N, Reichman O J. 1994. Effect of subterranean mammalian herbivores on vegetation. *J Mammal*, **75**: 852 - 859.
- Jastrow J D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, **28**: 665 - 676.
- Jiang X L. 1998. Relationship of population quantities of plateau pika with vegetation homogeneity. *Acta Prataculturae Sinica*, **7** (1): 60 - 64. (in Chinese)
- Li W J, Zhang Y M. 2006. Impacts of plateau pikas on soil organic matter and moisture content in alpine meadow. *Acta Theriologica Sinica*, **26** (4): 331 - 337. (in Chinese)
- Liu J K, Zhang Y Z, Xin G W. 1980. Relationship between numbers and degree of harmfulness of the plateau pika. *Acta Zoologica Sinica*, **26** (4): 378 - 385. (in Chinese)
- Liu W, Wang Q J, Wang X, Zhou L, Li Y F, Li F J. 1999. Ecological process of forming "Black - Soil - Type" degraded grassland. *Acta Agrestia Sinica*, **7** (4): 300 - 307. (in Chinese)
- Liu W, Wang X, Zhou L, Zhou H K. 2003. Studies on destruction, prevention and control plateau pikas in *Kobresia pygmaea* meadow. *Acta Theriologica Sinica*, **23** (3): 214 - 219. (in Chinese)
- Liu W, Zhang Y, Wang X, Zhao J Z, Xu Q M, Zhou L. 2008. Food selection by plateau pikas in different habitats during plant growing season. *Acta Theriologica Sinica*, **28** (4): 358 - 366. (in Chinese)
- Ma Y S, Lang B N, Li Q Y, Shi J J, Dong Q M. 2003. Effect of fertilizing nitrogen rate and time on *Kobresia pygmaea* meadow grassland. *Pratacultural Science*, **20** (3): 47 - 50. (in Chinese)
- Murphy D V, Sparling G P, Fillery I R P. 1998. Stratification of microbial biomass C and N and gross N mineralization with soil depth in two contrasting Western Australian agriculture soils. *Aus J Soil Res*, **36**: 45 - 55.
- Naylor R E L, Stephen N H. 1993. Effects of nitrogen and the plant growth regulator chlomequat on grain size, nitrogen content and amino acid composition of triticale. *J Agric Sci*, **120**: 159 - 169.
- Reichman O J, Smith S C. 1985. Impact of pocket gopher burrows on overlying vegetation. *J Mammal*, **66**: 720 - 725.
- Reichman O J, Seabloom E W. 2002. The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**: 44 - 49.
- Shi Y Z. 1983. On the influence of range land vegetation to the density of plateau pika (*Ochotona curzoniae*). *Acta Theriologica Sinica*, **3** (2): 181 - 187. (in Chinese)
- Singh J S, Raghubanshi A S, Singh R S, Srivastava S C. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrient in dry tropical forest and savanna. *Nature*, **338**: 499 - 500.
- Smith A T, Fomosov A N, Hoffmann R S, Zheng C, Erbajeva M A. 1990. The pikas. In: Chapman J A, Flux J A C eds. *Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan*. Gland Switzerland: IUCN. 14 - 60.
- Spencer S R, Cameron G N, Eshelman B D, Copper L C, Williams L R. 1985. Influence of pocket gopher mounds on a Texas coastal prairie. *Oecologia*, **66**: 111 - 115.
- Stapp P. 1998. A re-evaluation of the role of prairie dogs in Great Plains grasslands. *Conserv Biol*, **12**: 1253 - 1259.
- Swift M J, Heal O W, Anderson J M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Berkeley: University of California Press.
- Tilman D. 1983. Plant succession and gopher disturbance along an experimental gradient. *Oecologia*, **60**: 285 - 292.
- Wang C H, Xing X R, Han X G. 2004. Advances in study of factors affecting soil N mineralization in grassland ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, **15** (11): 2184 - 2188. (in Chinese)
- Wang Q Y, Bian J H, Shi Y Z. 1993. Influence of plateau zokor mounds on the vegetation and soil nutrients in a alpine meadow. *Acta Theriologica Sinica*, **13** (1): 31 - 37. (in Chinese)
- Wang Y B, Wang G X, Shen Y P, Wang Y L. 2005. Degradation of the eco-environmental system in alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Journal of Glaciology and Geocryology*, **27** (5): 633 - 640. (in Chinese)
- Wei W H, Fan N C, Zhou W Y, Yang S M, Jing Z C, Cao Y F. 1999. The control effect of compound sterilant on population of plateau pika. *Acta Agrestia Sinica*, **7** (1): 39 - 45. (in Chinese)
- Wei X H, Li S, Yang P, Chen H S. 2006. Changes of soil physical and chemical property of alpine kobresia meadow around the plateau pika entrances in the process of erosion. *Chinese Journal of Grassland*, **28** (4): 24 - 29. (in Chinese)
- Whicker A D, Detling J K. 1988. Ecological consequences of prairie dog disturbances. *Bio Science*, **38**: 778 - 785.
- Xiao Y F, Xie W Z, Liang J R. 1982. Degradation succession of grazed

- alpine meadow in relation to the plateau pika *Natural Resources Science*, **1**: 76 - 84. (in Chinese)
- Yang Z Y, Jiang X L. 2002. The ham of plateau pika on grassland vegetation and its control threshold value *Pratacultural Science*, **19** (4): 63 - 65. (in Chinese)
- Zhang W G, Jiang X L, Wang S M, Yang Z Y. 2004. Effects of mound-building activity of zokor (*Myospalax baileyi*) and different regimes of grazing-prohibited on vegetation productivity *Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica*, **24** (10): 1882 - 1887. (in Chinese)
- Zhang Y M, Fan N C, Wang Q Y, Jing Z C. 1998. The changing ecological process of rodent communities during rodent pest managements in alpine meadow. *Acta Theriologica Sinica*, **18** (2): 137 - 143. (in Chinese)
- Zhang Y M, Liu J K. 2002. Excavating effects of plateau zokor on the plant biomass and their response patterns in alpine meadow. *Acta Theriologica Sinica*, **22** (4): 292 - 298. (in Chinese)
- Zhou C P, Ouyang H. 2001. Influence of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization under two types of forest in Changbai Mountain *Chinese Journal of Applied Ecology*, **12** (4): 505 - 508. (in Chinese)
- Zhou H K, Zhao X Q, Zhou L, Liu W, Li Y N, Tang Y H. 2005. A study on correlations between vegetation degradation and soil degradation in the 'Alpine Meadow' of the Qinghai-Tibetan Plateau *Acta Pratacultural Sinica*, **14** (3): 31 - 40. (in Chinese)
- Zhou H K, Zhou L, Zhao X Q, Liu W, Yan Z L, Shi Y. 2003. Degradation process and integrated treatment of "black soil beach" grassland in the source regions of yangtze and yellow rivers *Chinese Journal of Ecology*, **22** (5): 51 - 55. (in Chinese)
- Zhu Z L. 1982. Soil nitrogen *Soils*, (3): 116 - 119. (in Chinese)
- 马玉寿, 郎白宁, 李青云, 施建军, 董全民. 2003. 施氮量与施氮时间对小高草草甸草地的影响. *草业科学*, **20** (3): 47 - 50
- 王一博, 王根绪, 沈永平, 王彦莉. 2005. 青藏高原高寒区草地生态环境系统退化研究. *冰川冻土*, **27** (5): 633 - 640
- 王权业, 边疆晖, 施银柱. 1993. 高原鼢鼠鼠丘对矮嵩草草甸植被演替及土壤营养元素的作用. *兽类学报*, **13** (1): 31 - 37.
- 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 2004. 草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展. *应用生态学报*, **15** (11): 2184 - 2188
- 冯祚建, 郑昌琳. 1985. 中国鼠兔属 (*Ochotona*) 的研究—分类与分布. *兽类学报*, **5** (4): 269 - 289.
- 江小蕾. 1998. 植被均匀度与高原鼠兔种群数量相关性研究. *草业学报*, **7** (1): 60 - 64
- 朱兆良. 1982. 土壤氮素. *土壤*, (3): 116 - 119.
- 刘伟, 王启基, 王溪, 周立, 李有福, 李发吉. 1999. 高寒草甸“黑土型”退化草地的成因及生态过程. *草地学报*, **7** (4): 300 - 307.
- 刘伟, 王溪, 周立, 周华坤. 2003. 高原鼠兔对小高草草甸的破坏及其防治. *兽类学报*, **23** (3): 214 - 219.
- 刘伟, 张毓, 王溪, 赵建中, 许庆民, 周立. 2008. 植物生长季节不同栖息地高原鼠兔的食物选择. *兽类学报*, **28** (4): 358 - 366
- 刘季科, 张云占, 辛光武. 1980. 高原鼠兔数量与危害程度的关系. *动物学报*, **26** (4): 378 - 385.
- 李文靖, 张堰铭. 2006. 高原鼠兔对高寒草甸土壤有机质和湿度的作用. *兽类学报*, **26** (4): 331 - 337.
- 陈亚明, 李自珍, 杜国祯. 2004. 施肥对高寒草甸植物多样性和经济类群的影响. *西北植物学报*, **24** (3): 424 - 429.
- 杨振宇, 江小蕾. 2002. 高原鼠兔对草地植被的危害及防治阈值研究. *草业科学*, **19** (4): 63 - 65.
- 张卫国, 江小蕾, 王树茂, 杨振宇. 2004. 鼢鼠的造丘活动及不同休牧方式对草地植被生产力的影响. *西北植物学报*, **24** (10): 1882 - 1887.
- 张堰铭, 刘季科. 2002. 高原鼢鼠挖掘对植物生物量的效应及其反应格局. *兽类学报*, **22** (4): 292 - 298.
- 张堰铭, 樊乃昌, 王权业, 景增春. 1998. 鼠害治理条件下鼠类群落变动的生态过程. *兽类学报*, **18** (2): 137 - 143.
- 周才平, 欧阳华. 2001. 温度和湿度对长白山两种林型下土壤氮矿化的影响. *应用生态学报*, **12** (4): 505 - 508.
- 周兴民. 2001. 中国高草草甸. 北京: 科学出版社, 168 - 175.
- 周华坤, 周立, 赵新全, 刘伟, 严作良, 师燕. 2003. 江河源区“黑土滩”型退化草场的形成过程与综合治理. *生态学杂志*, **22** (5): 51 - 55.
- 周华坤, 赵新全, 周立, 刘伟, 李英年, 唐艳鸿. 2005. 青藏高原高寒草甸的植被退化与土壤退化特征研究. *草业学报*, **14** (3): 31 - 40.
- 施银柱. 1983. 草场植被影响高原鼠兔密度的探讨. *兽类学报*, **3** (2): 181 - 187.
- 高英志, 汪诗平, 韩兴国, 陈全胜, 王艳芬, 周志勇, 张淑敏, 杨晶. 2004. 退化草地恢复过程中土壤氮素状况以及与植被地上绿色生物量形成关系的研究. *植物生态学报*, **28** (3): 285 - 293.
- 萧运峰, 谢文忠, 梁杰荣. 1982. 高寒草甸放牧退化演替及其与鼠害的关系. *自然资源*, **1**: 76 - 84.
- 蔡晓布, 钱成, 张元, 普琼. 2004a. 西藏中部地区退化土壤秸秆还田的微生物变化特征及其影响. *应用生态学报*, **15** (3): 463 - 468.
- 蔡晓布, 彭岳林, 钱成, 冯固. 2004b. 土壤因子对西藏高原草地植物 AM真菌的影响. *水土保持学报*, **18** (5): 6 - 9.
- 魏万红, 樊乃昌, 周文扬, 杨生妹, 景增春, 曹伊凡. 1999. 复合不育剂对高原鼠兔种群控制作用的研究. *草地学报*, **7** (1): 39 - 45.
- 魏兴琥, 李森, 杨萍, 陈怀顺. 2006. 高原鼠兔洞口区侵蚀过程高山草甸土壤的变化. *中国草地学报*, **28** (4): 24 - 29.