

东祁连山不同干扰生境草地土壤养分时空变化特征

李海云, 姚拓, 张建贵, 高亚敏, 杨晓玫, 李琦, 冯影, 李昌宁

(甘肃农业大学草业学院, 草业生态系统教育部重点实验室, 兰州 730070)

摘要: 为探究东祁连山不同干扰高寒草地土壤养分及其生态化学计量学特征时空变化特征规律。研究了 2017 年 8 月在东祁连山不同干扰高寒草地土壤养分含量及其生态计量学特征, 以及与 2003 年和 2011 年在相同地点、相同研究方法对该地区的土壤理化性质进行比较。结果表明: (1) 在同一干扰生境不同土层下, 土壤 pH、电导率、含水量、土壤全量和速效养分均随着土层深度增加而逐渐减小, 变化各异; 在同一土层不同干扰生境下土壤养分间变化差异各不相同。(2) 不同干扰生境土壤 C/N 为 7.64~18.21, 与我国陆地土壤平均值(10~12)基本接近, 土壤 C/P 和 N/P 分别为 109.16~144.79 和 7.52~15.65, 远高于中国陆地土壤的 C/P 平均值 52.7 和 N/P 平均值 3.9。(3) 主成分分析结果表明, 土壤理化性质(pH、电导率、含水量、全磷、全钾、速效磷、有机质、有机碳和速效氮)和土壤生态化学计量比(C/N、C/P 和 N/P)可以敏感的反映出不同干扰对草地土壤质量影响状况。土壤质量综合评价可知, 不同干扰生境下草地土壤质量水平差异较大, 多年生草地土壤质量较高, 围栏外草地质量最差, 在 0—20, 20—40 cm 土层中, 均表现为多年生>围栏内>一年生>围栏外。(4) 与 2003 年和 2011 年相比较, 4 种不同干扰生境高寒草地土壤 pH 和含水量, 总体呈上升的趋势, 土壤有机质、全氮和全磷含量则呈现出明显下降趋势。综上, 放牧干扰、人为种植对东祁连山 4 种干扰生境草地土壤养分含量有很大影响, 为此应对该地区草地的利用和保护给予足够的重视, 合理利用和科学管理草地。

关键词: 高寒草地; 土壤养分; 生态化学计量学; 干扰生境; 草地退化

中图分类号: S154.36 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2018)03-0249-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.03.038

Temporal and Spatial Variation Characteristics of Grassland Soil Nutrients in Different Disturbed Habitats of East Qilian Mountains

LI Haiyun, YAO Tuo, ZHANG Jianguai, GAO Yamin,

YANG Xiaomei, LI Qi, FENG Ying, LI Channing

(Key Laboratory of Grassland Ecosystem, Ministry of Education,

Pratacultural College, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070)

Abstract: In order to explore the temporal and spatial variation characteristics of soil nutrients and their ecological stoichiometry in different disturbed alpine grasslands in East Qilian Mountains. The soil nutrient content and its ecometrics characteristics of different disturbed alpine grasslands in Eastern Qilian Mountains in August 2017 were studied. Compared with the same sites in 2003 and 2011, the same research methods were used to compare the soil physical and chemical properties in this area. Results showed that: (1) Soil pH value, electroconductibility, water content, soil total amount and available nutrient all decreased with the depth of soil and varied with different soil layers in the same disturbed habitat. (2) The soil C/N ranged from 7.64 to 18.21 in different disturbed habitats, which was basically close to the average value (10~12) of land soils in China. The soil C/P and N/P that ranged from 109.16 to 144.79 and 7.52 to 15.65 respectively, was much higher than the average C/P of 52.7 and N/P of 3.9 in China. (3) The principal component analysis showed that the physical and chemical properties of soil (pH, electrical conductivity, water content, total phosphorus, total potassium, available phosphorus, organic matter, organic carbon and available nitrogen)

收稿日期: 2017-12-04

资助项目: 国家自然科学基金项目(31660688)

第一作者: 李海云(1989—), 男, 博士研究生, 主要从事草地微生物多样性研究。E-mail: lihaiyun0923@163.com

通信作者: 姚拓(1968—), 男, 博士, 教授, 主要从事草地土壤微生物和草地保护研究。E-mail: yaotuo@gsau.edu.cn

and ecological stoichiometry ratio (C/N, C/P and N/P) in the soil could sensitively reflected the different disturbance on grassland soil quality. The comprehensive evaluation of soil quality showed that the difference of grassland soil quality under different disturbed habitat vary greatly, the perennial grassland soil quality is higher, and the grass quality outside the fence is the worst. At 0—20 cm and 20—40 cm soil layer, soil quality ranged as perennial cultivated grassland > inside the fence grassland > Annual cultivated grassland > outside the fence grassland. (4) Compared with 2003 and 2011, the pH value and water content of four different disturbed alpine grasslands showed an overall upward trend, while the content of soil organic matter, total nitrogen and total phosphorus showed a significant downward trend. In summary, grazing disturbance and artificial planting had a great impact on the soil nutrient content of four disturbed grasslands in the eastern Qilian Mountains. Therefore, adequate attention should be paid to the utilization and conservation of the grassland in this area, and the grasslands should be rationally utilized and scientifically managed.

Keywords: alpine meadow; soil nutrient; ecological stoichiometry; disturbed habitat; grassland degradation

草地是陆地生态系统的重要组成部分,在陆地生态系统碳循环过程中起着重要作用,对于地球生物圈的稳定与平衡和人类社会可持续发展具有重要意义^[1]。中国草原面积近 4 亿 hm^2 , 约占国土面积的 41.7%, 是面积最大的陆地生态系统和生态安全屏障。近年来由于长期对草地资源存在粗放经营、不合理利用以及管理混乱等问题,使得草地资源过度放牧、乱开滥垦等现象普遍^[2-3],草地退化、沙化、盐碱化面积日益扩大^[4-5],草地植被破坏严重,水土流失加剧,草原鼠虫害严重等生态问题已受到人们的普遍关注和高度重视^[6-9]。

祁连山地处于青藏、蒙新古和黄土高原的交汇地带,由于地理位置比较特殊,气候条件独特,形成了特殊的高寒脆弱生态系统,这对河西绿洲农业生产与发展具有重要的生态保障作用。高寒脆弱生态系统无论在整个系统层面还是各子系统层面,均具有结构简单、稳定性差、生产力水平低、易受外界因子干扰、修复能力弱等特点。近年来由于人类活动加剧和全球气候变化的影响,祁连山高寒生态脆弱区发生了剧烈的变化,其主要内容之一就是土壤环境变化,这也是祁连山高寒生态脆弱区对整体生态系统变化的自身响应。高寒生态系统的变化主要体现在气候环境变化、土壤环境改变以及植被退化 3 个相互作用紧密联系的过程中。在这 3 个过程中,土壤环境的变化最为复杂,它不仅与土壤的本身属性息息相关,而且受到外界干扰力的强烈作用和限制^[10]。土地退化是土地潜在利用价值和生产力降低的过程,土地退化表现在土壤化学性状和物理性质上的变化,生物多样性的减少和土地生产力的降低,这也是祁连山高寒生态脆弱区草地生态系统退化最明显的标志^[11]。为了探究祁连山高寒草地的生态质量,从不同侧面、不同角度对草地退化机理和防止退化及退化后治理措施进行了大量研究^[12-18]。但由于草地退化是一个复杂的、较为漫长的过程,只有

通过一段较长的时间对草地退化前后进行对比研究,才能较为准确认识这种变化^[14]。因此,本研究为揭示东祁连山高寒草地退化前后土壤养分含量变化动态,探寻草地退化机制,以东祁连山高寒草地的几种常见干扰生境为主,故选取人类生产活动频繁的一年生人工草地、人类生产活动较弱的多年生人工草地、放牧强度小的围栏内天然草地和放牧强度大的围栏外天然草地作为研究对象,分析不同干扰高寒草地的土壤养分及其生态计量学特征变化关系,并结合与本研究采用相同研究样地、相同研究方法的 2003 年和 2011 年前期研究结果进行比较分析,旨在为进一步探讨东祁连山高寒草地退化过程中土壤养分变化规律,以期东祁连山高寒草甸不同退化程度草地的合理施肥、恢复和放牧载畜量提供科学参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于甘肃省祁连山东段,南北宽 5~15 km,东西长约 30 km,地理坐标 37°11'—37°12' N, 102°29'—102°33' E。全区海拔 2 900~4 300 m。年均气温 -0.1~0.6 °C,全年 ≥ 0 °C 的积温为 1 300 °C,全年无绝对无霜期,无四季之分,仅分冷暖 2 季。年降水量 415~468 mm,主要集中在 7—9 月,多地形雨,并随海拔升高降水量渐增,春季常有旱象,年蒸发量 1 483~1 614 mm。土层厚 40~80 cm,土壤 pH 7.0~8.2,有机质含量 10%~16%。土壤以亚高山草甸土、亚高山黑钙土等为主。植被以嵩草 (*Kobresia bellardii*)、苔草 (*Carex* spp.)、针茅 (*Stipa capillata*)、莎草 (*Cyperus* spp.)、珠芽蓼 (*Polygonum viviparum*)、金露梅 (*Potentilla fruticosa*)、棘豆 (*Oxytropis* spp.)、狼毒 (*Stellera chamaejasme*)、委陵菜 (*Potentilla chinensis*)、杜鹃 (*Rhododendron* spp.) 等为主^[10-17]。

1.2 样地设置及土样采集

为与前期研究^[19-20]同同样地、相同方法和相同月份

进行比较,2017年8月分别在研究地选择5种干扰生境,即围栏内草地、围栏外草地、多年生草地、一年生草地,样地概况见表1。每个样地设置3个大样方(25 m×25 m),在每个大样方各设置3个小样方(50 cm×50

cm)。用土钻在各小样方内分别采集0—20,20—40 cm土层的土壤样品。将采集土样装入已标记的塑料袋中带回实验室。一份土样采用烘干法测定土壤含水量,另一份风干过筛后供土壤养分含量测定。

表 1 样地概况

生境	草地主要植被	扰动特点	备注
一年生草地	燕麦、小黑麦、老芒麦、香薷、委陵菜、苜蓿等	人类生产活动频繁,人类扰动强度大,原始植被完全改变,植被种类单一	长期种植燕麦
多年生草地	垂穗披碱草、苔草、车前草、香薷等	人类生产活动较弱,原始植被完全改变,植被种类较多	建植10年以上
围栏内草地	蒿草、苔草、香薷、扁蓄豆、披碱草、野胡萝卜等	除放牧外,无其他人类生产活动,放牧强度小,原始植被种类丰富	长期围栏,冬春季轻度放牧
围栏外草地	蒿草、苔草、披碱草、扁蓄豆、棘豆、委陵菜等	家畜活动频繁,践踏严重	以牧道为主取样

1.3 测定指标及方法

土壤 pH 采用酸度计电位法测定;土壤含水量采用烘干称重法测定;土壤电导率采用电导率仪测定;土壤有机碳和有机质含量采用重铬酸钾容量法—外加热法测定;土壤全氮含量采用硫酸消煮—凯氏定氮仪法测定;土壤全磷含量采用硫酸—高氯酸消煮法—钼锑抗比色法测定;土壤全钾含量采用 NaOH 熔融—火焰光度法测定;土壤速效氮含量采用碱解扩散法测定;土壤速效钾含量采用 NH_4OAc 浸提—火焰光度法测定;土壤速效磷含量采用 NaHCO_3 浸提—钼锑抗比色法测定^[21]。

1.4 数据分析

采用 SPSS 21.0 软件对数据进行 One-Way ANOVA 分析和作图,采用 Duncan 氏新复极差法进行差异显著性检验,并对不同干扰生境草地土壤理化指标进行主成分分析(Principle Component Analysis, PCA)和土壤质量综合评价。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH、含水量、电导率和有机质变化特征

由图 1 可知,在不同干扰生境下,土壤 pH 随着土层深度的增加而减小,但差异不显著(除多年生草地)。在同一土层不同干扰生境下,土壤 pH 变化差异均不显著,在 0—20 cm 土层中表现为围栏外>多年生>一年生>围栏内;在 20—40 cm 土层中表现为一年生>围栏外>围栏内>多年生。在不同干扰生境下,土壤电导率均随着土层深度的增加而减小,一年生、多年生草地与围栏内外草地间差异显著($p<0.05$)。在 0—20 cm 土层中,围栏外显著高于其他 3 种草地($p<0.05$),表现为围栏外>多年生>围栏内>一年生;在 20—40 cm 土层不同干扰生境下土壤电导率间差异不显著,表现为围栏外>多年生>围栏内>一年生。在不同干扰生境下,土壤含水量均随着土层深度的增加而

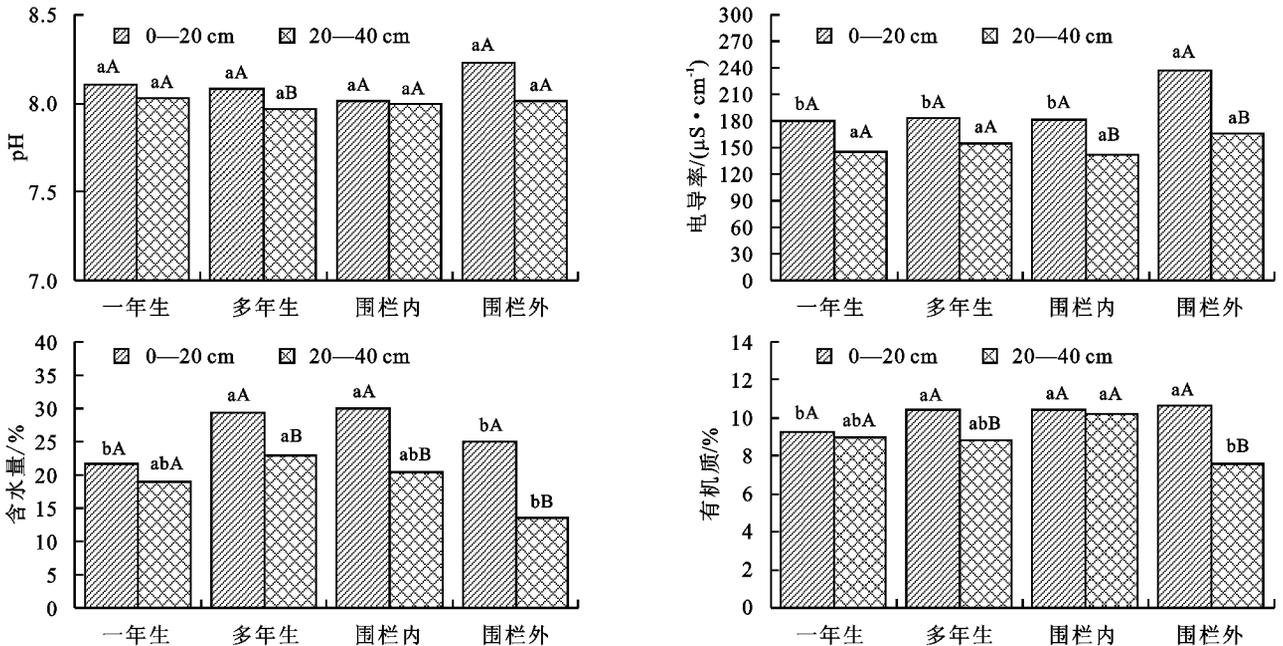
减小。其中,除一年生草地外其他 3 种草地间均差异显著($p<0.05$)。在 0—20 cm 土层中,多年生、围栏内草地显著高于一年生、围栏外草地($p<0.05$),表现为围栏内>多年生>一年生>围栏外;在 20—40 cm 土层中,一年生、围栏外草地与多年生、围栏内草地间差异显著($p<0.05$),表现为多年生>围栏内>一年生>围栏外。在不同干扰生境下,土壤有机质均随着土层深度的增加而减小。其中,多年生、围栏外草地间在差异显著($p<0.05$)。在 0—20 cm 土层中,一年生草地与多年生、围栏内和围栏外草地间差异显著($p<0.05$),表现为围栏外>围栏内>多年生>一年生;在 20—40 cm 土层中,一年生、多年生草地与围栏内、围栏外草地间差异显著($p<0.05$),表现为围栏内>一年生>多年生>围栏外。

2.2 土壤全量养分变化特征

由图 2 可知,在东祁连山高寒草地 4 种干扰生境土壤中,土壤有机碳均随着土层深度的增加而减小,多年生和围栏外草地间差异显著($p<0.05$)。在 0—20 cm 土层中,4 种干扰生境土壤中有有机碳含量为 53.82~61.70 g/kg,一年生草地与多年生、围栏内和围栏外草地间差异显著($p<0.05$),表现为:围栏外>围栏内>多年生>一年生;在 20—40 cm 土层中,有机碳含量为 43.86~59.14 g/kg,围栏外草地与一年生、多年生和围栏内草地间差异显著($p<0.05$),表现为围栏内>一年生>多年生>围栏外。在 4 种干扰生境土壤中,土壤全氮含量均随着土层深度的增加而减小,除围栏外草地其他 3 种草地间均差异显著($p<0.05$)。在 0—20,20—40 cm 土层中,全氮含量分别为 3.44~6.97,3.11~6.31 g/kg,多年生、围栏内草地与一年生、围栏外草地间差异显著($p<0.05$),表现为一年生>多年生>围栏内>围栏外。在 4 种干扰生境土壤中,土壤全磷含量均随着土层深度的增加而减小。其中,除一年生草地外其他 3 种草地间均差异显著($p<0.05$)。在 0—20 cm 土层中,4 种干扰生境

土壤全磷含量为 0.45~0.5 g/kg, 一年生、围栏外草地与多年生、围栏内草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏内 > 多年生 > 围栏外 > 一年生; 在 20—40 cm 土层中, 土壤全磷含量为 0.4~0.43 g/kg, 各样地间差异均不显著, 表现为多年生 > 一年生 > 围栏内 > 围栏外。在 4 种干扰生境土壤中, 土壤全钾含量均随着土层深度的增加而减小, 各样地间差异均显著 ($p <$

0.05)。在 0—20 cm 土层中, 4 种干扰生境土壤全钾含量为 5.33~8.62 g/kg, 一年生、多年生草地与围栏内、围栏外草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏内 > 一年生 > 多年生 > 围栏外; 在 20—40 cm 土层中, 土壤全钾含量为 0.4~0.43 g/kg, 围栏内草地与其他 3 种草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏内 > 一年生 > 多年生 > 围栏外。



注: 不同小写字母表示不同干扰生境草地土壤同一土层间差异达到显著水平 ($p < 0.05$); 不同大写字母表示同一干扰生境草地土壤不同土层间差异达到显著水平 ($p < 0.05$)。下同。

图 1 草地土壤不同土层土壤 pH、含水量、电导率和有机质变化

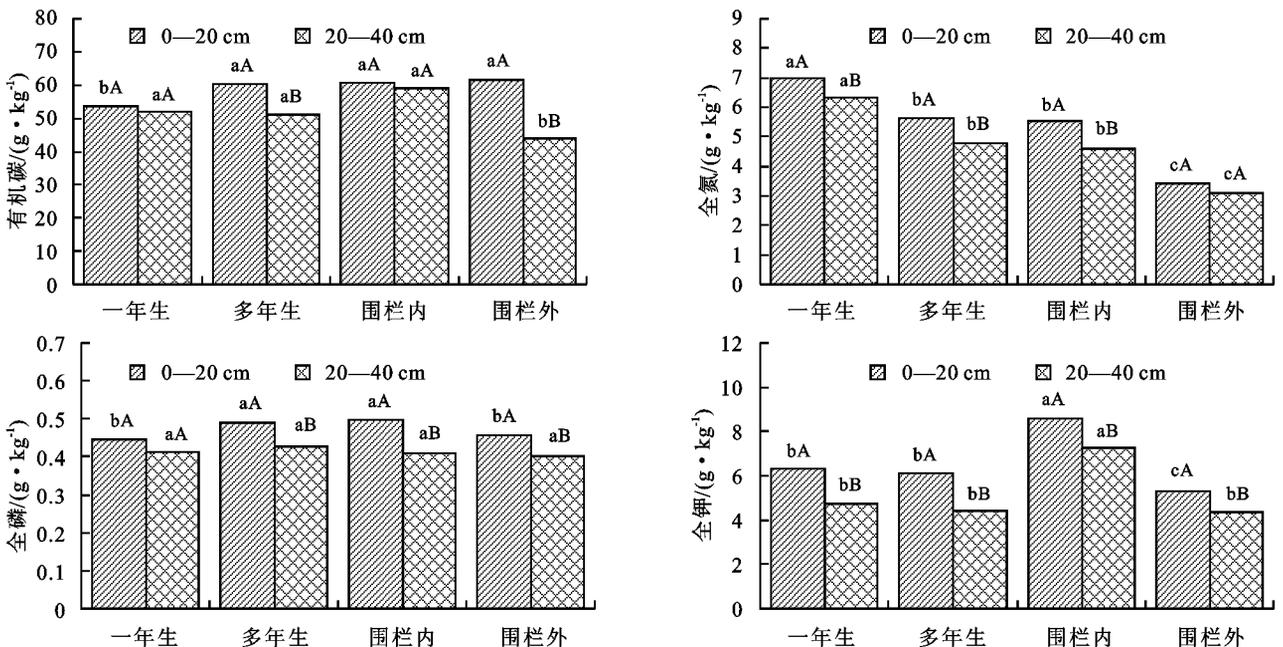


图 2 草地土壤不同土层全量养分变化

2.3 土壤速效养分变化特征

由图 3 可知, 在不同干扰生境下, 土壤速效磷均随着土层深度的增加而减小, 除多年生草地外其他 3 种草地间均差异显著 ($p < 0.05$)。在 0—20 cm 土层

中, 土壤速效磷含量为 28~32.7 mg/kg, 多年生、围栏外草地与一年生、围栏内草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为多年生 > 围栏外 > 一年生 > 围栏内; 在 20—40 cm 土层中, 土壤速效磷含量为 19.54~30.09

mg/kg, 多年生、围栏内草地与一年生、围栏外草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为多年生 > 围栏内 > 一年生 > 围栏外。在不同干扰生境下, 土壤速效钾均随着土层深度的增加而减小, 各样地间差异均显著 ($p < 0.05$)。在 0—20 cm 土层中, 土壤速效钾含量为 63.59~112.35 mg/kg, 围栏内、围栏外草地显著高于一年生、多年生草地 ($p < 0.05$), 表现为围栏外 > 围栏内 > 一年生 > 多年生; 在 20—40 cm 土层中, 土壤速效钾含量为 45.69~98.51 mg/kg, 各样地间差异均显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏内 > 围栏外 > 一年生 > 多年生。在不同干扰生境下, 土壤速效氮均随着土层深度的增加而减小, 除围栏外草地外其他 3 种草地间均差异显著 ($p < 0.05$)。在 0—20 cm 土层中, 土壤速效氮含量为 126.73~154.57 mg/kg, 一年生、围栏外草地与多年生、围栏内草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为多年生 > 围栏外 > 一年生 > 围栏内; 在 20—40 cm 土层中, 土壤速效氮含量为 113.09~129.38 mg/kg, 一年生、围栏内草地与多年生、围栏外草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏外 > 多年生 > 一年生 > 围栏内。

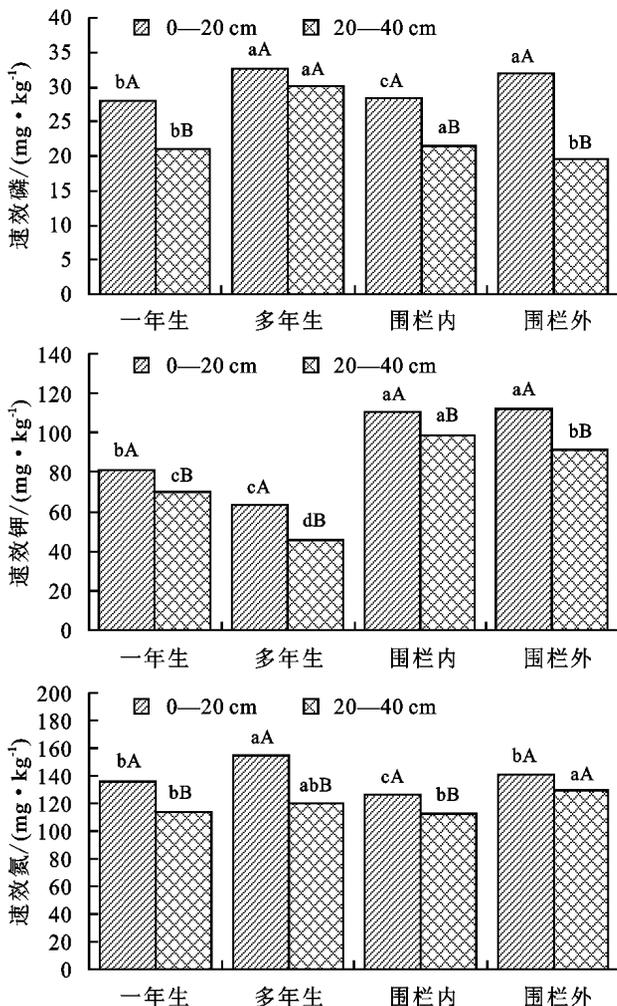


图3 草地土壤不同土层速效养分变化

2.4 土壤碳、氮、磷化学计量比变化特征

由图4可知, 在不同干扰生境中, 围栏外草地土壤 C/N 随着土层深度的增加而减少, 且差异显著 ($p < 0.05$); 其他 3 种草地土壤 C/N 随着土层深度的增加而增加, 其中一年生草地差异显著 ($p < 0.05$)。在 0—20 cm 土层中, 4 种干扰生境土壤 C/N 为 7.64~18.21, 多年生、围栏内草地与一年生、围栏外草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏外 > 围栏内 > 多年生 > 一年生; 在 20—40 cm 土层中, 土壤 C/N 为 8.21~14.07, 各草地土壤间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏外 > 围栏内 > 多年生 > 一年生。

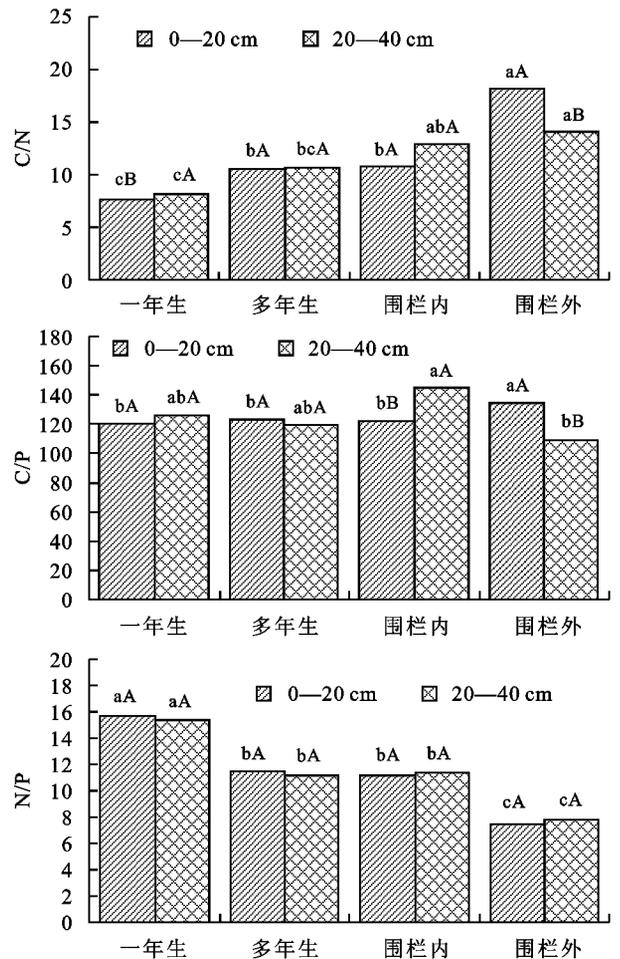


图4 草地土壤不同土层碳、氮、磷化学计量比变化

在不同干扰生境中, 一年生、围栏内草地土壤 C/P 随着土层深度的增加而增加, 多年生、围栏外草地土壤 C/P 随着土层深度的增加而减少。其中, 围栏内和围栏外草地差异显著 ($p < 0.05$)。在 0—20 cm 土层中, 4 种干扰生境土壤 C/P 为 120.62~134.84, 围栏外草地显著高于一年生、多年生和围栏内草地 ($p < 0.05$), 总体表现为围栏外 > 多年生 > 围栏内 > 一年生; 在 20—40 cm 土层中, 土壤 C/P 为 109.16~144.79, 一年生、多年生草地与围栏内、围栏外草地间差异显著 ($p < 0.05$), 表现为围栏内 > 一年生 > 多年生 > 围栏外。在不同干扰生

境中,一年生、多年生草地土壤 N/P 随着土层深度的增加而减少,围栏内、围栏外草地土壤 N/P 随着土层深度的增加而增加,但差异均不显著。在 0—20, 20—40 cm 土层中,4 种干扰生境土壤 N/P 分别为 7.52~15.65, 7.76~15.37, 一年生、围栏外草地与多年生、围栏内草地间差异显著($p < 0.05$),表现为一年生 > 多年生 > 围栏内 > 围栏外。

2.5 土壤性质间主成分分析

由图 5 可知,对 0—20 cm 土层各土壤因子进行主成分分析,第 1 主成分轴的方差贡献率为 46.19%,第 2 主成分轴的方差贡献率为 29.80%,前 2 轴累积贡献率为 75.99%。由 0—20 cm 土层土壤性质主成分载荷矩阵分布可知,C/P、电导率、pH 和 C/N 在第 1 主成分轴上具有较高的因子载荷;全磷、含水量、N/P、速效磷、有机质、有机碳和速效氮在第 2 主成分轴上具有较高的因子载荷。对 20—40 cm 土层各土壤因子进行主成分分析,第 1 主成分轴的方差贡献率为

47.91%,第 2 主成分轴的方差贡献率为 38.50%,前 2 轴累积贡献率为 86.41%。由 20—40 cm 土层土壤性质主成分载荷矩阵分布可知,C/P、有机质、有机碳、N/P 和全钾在第 1 主成分轴上具有较高的因子载荷;全磷、速效磷、含水量、C/N 在第 2 主成分轴上具有较高的因子载荷。综合以上分析,大部分土壤环境因子变量在前 2 个主成分轴上具有较高的因子载荷,说明这两个主成分可以反映出上述土壤因子所表征的土壤质量状况的高低。因此土壤理化性质(pH、电导率、含水量、全磷、全钾、速效磷、有机质、有机碳和速效氮)和土壤生态化学计量比(C/N、C/P 和 N/P)可以敏感的反映出不同干扰对草地土壤质量影响状况。不同干扰生境草地土壤在 2 个主成分上的得分情况如表 2 所示。综合评价可知,不同干扰生境下草地土壤质量水平差异较大,多年生草地土壤质量较高,围栏外草地质量最差,在 0—20, 20—40 cm 土层中,均表现为多年生 > 围栏内 > 一年生 > 围栏外。

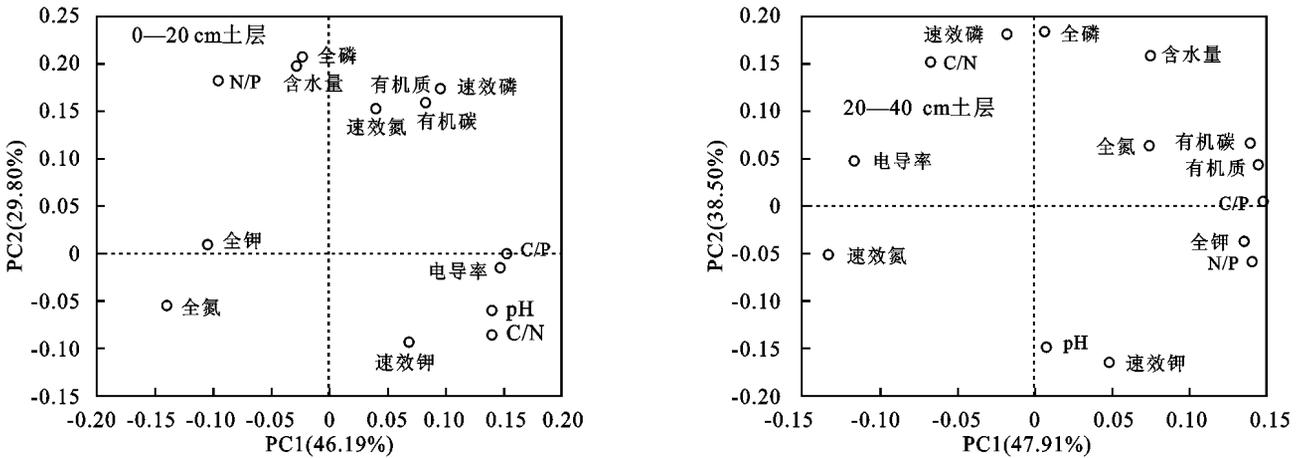


图 5 草地土壤不同土层理化性质间主成分载荷矩阵分布

表 2 不同干扰生境草地土壤性质的主成分得分及综合得分

样地	0—20 cm 土层				20—40 cm 土层			
	第 1 主成分	第 2 主成分	综合得分	排序	第 1 主成分	第 2 主成分	综合得分	排序
多年生草地	3.749	-0.473	1.657	1	3.273	-0.682	1.511	1
围栏内草地	-0.590	2.640	0.195	2	-1.116	3.273	0.840	2
一年生草地	-1.618	0.135	-0.110	3	0.631	-0.392	0.175	3
围栏外草地	-1.542	-2.303	-1.742	4	-2.788	-2.199	-2.526	4

2.6 高寒草地土壤理化性质的时空变化特征

为探究东祁连山 4 种干扰生境下土壤质量的时间变化动态,本研究采用相同的研究地点和方法^[19-20],对 2003 年、2011 年和 2017 年的草地土壤理化指标(pH、含水量、有机质、全磷和全氮)进行对比研究。由图 6 可知,从 2003 年到 2017 年,草地土壤理化性质发生了明显变化。相较于 2003 年和 2011 年,4 种不同干扰生境草地土壤 pH 呈现出先下降后

上升趋势,但总体呈上升的趋势;土壤含水量也有一定程度的变化,一年生草地土壤(0—40 cm)和围栏外草地土壤(0—20 cm)相较于 2003 年和 2011 年,逐渐呈下降趋势,其他不同生境草地土壤含水量呈现出先下降后上升趋势;土壤有机质、全氮和全磷含量相较于 2003 年和 2011 年,则呈现出明显下降趋势。总之,比较结果表明该地区草地土壤 pH、含水量、有机质、全氮和全量含量已逐步呈现出减小趋势。

3 讨论与结论

草地土壤是草地生态系统的重要基础环境,草地植被的变化与草地土壤活性及肥力的变化息息相关,相互影响,相互制约。不同强度的自然与人为的干扰作用下,土壤养分的分解与积累是不尽相同的,会受到气候、植被类型和土壤状况等诸多外在因子的共同作用,影响着整个草地系统土壤养分的动态平衡。土壤结构、土壤水分、土壤容重等土壤物理因子的变化是高寒草原土壤退化发生、发展的重要前提。土壤含水量是影响植物生长和生态恢复的重要因子,高寒草地的水文过程受到土壤结构、表层植被覆盖变化、冻土分布状况、土壤厚度以及降水量和降水过程等综合因素的影响^[11,22]。草地退化导致分布在各层的植物根系量越来越少^[23],土壤对水分的保蓄能力变差,且土壤孔隙度和水分渗透率降低^[24],不利于水分向土壤下层入渗,致使土壤容重增大、表层土壤颗粒变粗,结构变差。在小尺度上,土壤水分变化主要受到土壤、地形和植被的影响,而在大范围主要受到气候的驱动影响,且草地退化导致土壤水分含量的显著降低也不利于草地的自然恢复,将加速草地的进一步退化^[25]。土壤有机质、氮素、磷素和速效养分含量等是土壤主要的养分指标,同时有机质还是形成土壤结构的重要因素,直接影响土壤肥力、持水能力、土壤抗侵蚀能力和土壤容重等,是土壤特性的重要指标之一,其变化状况可以指示土壤退化与否^[26]。

张生楹等^[10]研究表明,随着退化程度加剧,高寒草地土壤的 pH 逐渐增加,全氮、全磷、速效锰和速效铁含量逐渐减少,有机质、速效锌、速效氮和速效磷含量先降低后增加。赵云等^[17]研究表明,随着退化程度的加重,土壤有机质、全氮和速效磷含量均不断下降,全磷含量呈现出先降后升高,但总体呈下降的趋势,但速效氮含量则不断上升,各养分的变化差异均达到极显著水平($p < 0.01$)。范国艳等^[27]研究发现,随着草原退化程度的加深,土壤容重增加,土壤含水量降低,土壤养分含量也出现不同程度的降低。本研究发现,4种干扰生境草地土壤的 pH、电导率、含水量、土壤全量养分和速效养分均随着土层深度而逐渐减小。在 0—20 cm 土层中,围栏内草地土壤含水量、全磷和全钾均高于围栏外草地,围栏外草地土壤 pH、电导率、有机质、有机碳、全氮、速效磷、速效钾、速效氮均高于围栏内草地;一年生草地土壤全钾含量高于多年生草地,其余反之。在 20—40 cm 土层中,围栏内草地土壤含水量、有机质、有机碳、全磷、全钾、速效磷和速效钾均高于围栏外草地,围栏外草地土壤 pH、电导率、全氮、速效氮含量均高于围栏内草地;一年生草地土壤 pH、有机质、有机碳和速效钾含量高于多年生草地,其余反之。土壤养分的变化在不同样

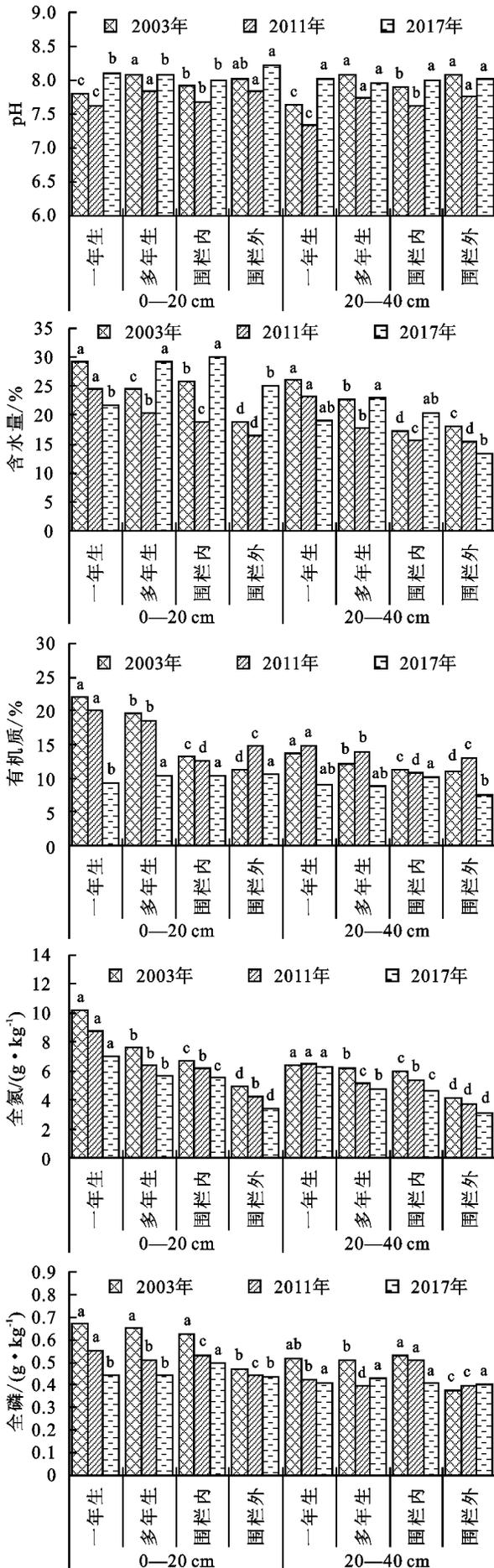


图6 高寒草地土壤理化性质时间变化

地表现不同,这可能是放牧干扰易造成土壤结构的破坏和养分的损耗,家畜对草地利用情况不同,通过践踏、采食和排泄粪便等影响草地,影响草地植物的生长发育,自然对草地土壤产生直接影响,人工草地由于种植物种类单一,对土壤养分的影响较大,导致土壤养分含量较少^[28]。各草地土壤中有有机质、全氮和全磷含量都逐渐下降,可能是因为放牧强度加大,使得地上植被减少,地下根系也随之减少,对土壤中全量养分富集作用也减弱^[10]。土壤碳、氮、磷化学计量比(C/N、C/P、N/P)对土壤养分有效性具有重要的指示作用^[29]。土壤 C/N 影响土壤中有机碳、氮的循环,是指示土壤质量的敏感指标^[30],土壤 C/P 是指示土壤 P 素矿化能力的重要指标,可以衡量土壤有机质矿化释放 P 或吸收固持 P 的潜力,土壤 N/P 可用作 N 饱和的诊断指标,并被用于确定养分限制的阈值^[30]。本研究发现,在 0—20, 20—40 cm 土层中,4 种干扰生境土壤 C/N 分别为 7.64~18.21, 8.21~14.07, 与我国陆地土壤平均值基本接近(我国陆地土壤平均值为 10~12)^[31]。在 0—20, 20—40 cm 土层中,4 种干扰生境土壤 C/P 分别为 120.62~134.84, 109.16~144.79, 远高于中国陆地土壤的 C/P 平均值(52.7)。在 0—20, 20—40 cm 土层中,4 种干扰生境土壤 N/P 分别为 7.52~15.65, 7.76~15.37, 远高于中国陆地土壤(3.9)。本研究通过主成分分析对不同干扰生境草地土壤养分状况进行综合评价,不同干扰生境下草地土壤质量水平差异较大,多年生草地土壤质量较高,围栏外草地质量最差,在 0—20, 20—40 cm 土层中,均表现为多年生>围栏内>一年生>围栏外。通过采用相同研究地点和方法,对 2003 年、2011 年和 2017 年的草地土壤理化指标(pH、含水量、有机质、全磷和全氮)进行对比研究,草地土壤的 pH 逐渐呈升高的趋势、含水量总体呈现出先下降后上升趋势;土壤有机质、全氮和全磷含量相较于 2003 年和 2011 年,则呈现出明显下降趋势,这与该地区相关研究所得结论基本一致^[28,32-34]。综上所述,通过对东祁连山 4 种干扰生境高寒草地土壤养分状况进行分析,表明放牧干扰、人为种植对草地土壤系统主要营养物质的含量有很大影响,为此应对该地区草地的利用和保护给予足够的重视,合理利用和科学管理草地。

参考文献:

- [1] Merbold L, Eugster W, Stieger J, et al. Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration [J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(6): 1913-1928.
- [2] Porensky L M, Mueller K E, Augustine D J, et al. Thresholds and gradients in a semi-arid grassland: Long-term grazing treatments induce slow, continuous and reversible vegetation change [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 53(4): 1013-1022.
- [3] Irisarri G N J, Derner J D, Porensky L M, et al. Grazing intensity differentially regulates ANPP response to precipitation in North American semiarid grasslands [J]. *Ecological Applications*, 2016, 26(5): 1370-1380.
- [4] Li X R, Jia X H, Dong G R. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-West China [J]. *Journal of Arid Environments*, 2006, 64(3): 505-522.
- [5] Li A, Wu J, Huang J. Distinguishing between human-induced and climate-driven vegetation changes: A critical application of RESTREND in Inner Mongolia [J]. *Landscape Ecology*, 2012, 27(7): 969-982.
- [6] He C, Zhang Q, Li Y, et al. Zoning grassland protection area using remote sensing and cellular automata modeling: A case study in Xilingol steppe grassland in northern China [J]. *Journal of Arid Environments*, 2005, 63(4): 814-826.
- [7] Cutler N A, Belyea L R, Dugmore A J. The spatiotemporal dynamics of a primary degradation [J]. *Journal of Ecology*, 2007, 96(2): 231-246.
- [8] Luis M D, Raventós J, González-Hidalgo J C. Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands [J]. *Acta Oecologica*, 2006, 30(1): 54-61.
- [9] Gos P, Loucougaray G, Colace M P, et al. Relative contribution of soil, management and traits to co-variations of multiple ecosystem properties in grasslands [J]. *Oecologia*, 2016, 180(4): 1001-1013.
- [10] 张生楹,张德罡,柳小妮,等.东祁连山不同退化程度高寒草甸土壤养分特征研究[J].*草业科学*,2012,29(7): 1029-1032.
- [11] 王一博,王根绪,吴青柏,等.植被退化对高寒土壤水文特征的影响[J].*冰川冻土*,2010,32(5):989-998.
- [12] 张玉霞,姚拓,王国基,等.高寒生态脆弱区不同扰动生境草地植被及土壤无机氮变化特征[J].*草业学报*,2014,23(4):245-252.
- [13] 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.
- [14] 姚拓,王刚,张德罡,等.天祝高寒草地植被、土壤及土壤微生物时间动态的比较[J].*生态学报*,2006,26(6): 1926-1932.
- [15] 卢虎,姚拓,李建宏,等.高寒地区不同退化草地植被和土壤微生物特性及其相关性研究[J].*草业学报*,2015, 24(5):34-43.
- [16] 卢虎,姚拓,曹莉,等.高寒生态脆弱区不同扰动生境土壤微生物数量的变化[J].*土壤通报*,2013,44(5):1140-1145.
- [17] 赵云,陈伟,李春鸣,等.东祁连山不同退化程度高寒草甸土壤有机质含量及其与主要养分的关系[J].*草业科学*,2009,26(5):20-25.
- [18] 蒋永梅,师尚礼,田永亮,等.高寒草地不同退化程度下土壤微生物及土壤酶活性变化特征[J].*水土保持学报*,2017,31(3):244-249.

- [19] 马丽萍. 天祝高寒草地不同扰动生境土壤微生物数量时空动态研究[D]. 兰州:甘肃农业大学, 2004.
- [20] 卢虎. 高寒生态脆弱区不同干扰生境土壤微生物数量特征及时间动态研究[D]. 兰州:甘肃农业大学, 2011.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社, 2001.
- [22] Zhao Y, Peth S, Krümmelbein J, et al. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland [J]. *Ecological Modeling*, 2007, 205(1/2): 241-254.
- [23] 周华坤, 赵新全, 周立, 等. 青藏高原高寒草甸的植被退化与土壤退化特征研究[J]. *草业学报*, 2005, 14(3): 31-40.
- [24] 张蕴薇, 韩建国, 李志强. 放牧强度对土壤物理性质的影响[J]. *草地学报*, 2002, 10(1): 74-78.
- [25] Gan L, Peng X, Peth S, et al. Effects of grazing intensity on soil water regime and flux in Inner Mongolia Grassland, China [J]. *Pedosphere*, 2012, 22(22): 165-177.
- [26] 冯瑞章, 周万海, 龙瑞军, 等. 江河源区不同退化程度高寒草地土壤物理、化学及生物学特征研究[J]. *土壤通报*, 2010, 41(2): 263-269.
- [27] 范国艳, 张静妮, 张永生, 等. 放牧对贝加尔针茅草原植被根系分布和土壤理化特征的影响[J]. *生态学杂志*, 2010, 29(9): 1715-1721.
- [28] 任灵, 袁子茹, 陈建纲, 等. 东祁连山不同利用方式下高寒草甸草原土壤养分特征[J]. *甘肃农业大学学报*, 2016, 51(6): 70-75.
- [29] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. *生态学报*, 2008, 28(8): 3937-3947.
- [30] 王绍强, 周成虎, 李克让, 等. 中国土壤有机碳库及空间分布特征分析[J]. *地理学报*, 2000, 55(5): 533-542.
- [31] 张秋芳, 陈奶寿, 陈坦, 等. 不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征[J]. *中国水土保持科学*, 2016, 14(2): 60-66.
- [32] 赵锦梅, 张德罡, 刘长仲, 等. 祁连山东段高寒地区土地利用方式对土壤性状的影响[J]. *生态学报*, 2012, 32(2): 548-556.
- [33] 田风霞, 赵传燕, 王瑶. 祁连山东段土壤水分时空分布特征及其与环境因子的关系[J]. *干旱地区农业研究*, 2010, 28(6): 23-29.
- [34] 赵锦梅, 徐长林, 马瑞, 等. 东祁连山不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性研究[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(5): 119-123.

(上接第248页)

- [21] Mesnage V, Ogier S, Bally G, et al. Nutrient dynamics at the sediment-water interface in a Mediterranean lagoon (Thau, France): Influence of biodeposition by shellfish farming activities [J]. *Marine Environmental Research*, 2007, 63(3): 257-277.
- [22] Jacinthe P A, Groffman P M. Microbial nitrogen cycling processes in a sulfidic coastal marsh [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14(2): 123-131.
- [23] Howarth R, Chan F, Conley D J, et al. Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 18-26.
- [24] 陈光程. 九龙江口秋茄红树植被与主要大型底栖动物某些生态关系的研究[D]. 福建 厦门: 厦门大学, 2009.
- [25] 尹晓敏, 吕宪国, 等. 湿地土壤 Fe 与 N 耦合过程研究进展[J]. *环境科学*, 2010, 31(9): 2254-2259.
- [26] 王立群, 戴雪荣, 刘清玉, 等. 长江口崇明东滩地貌发育过程中的活性铁变化及环境意义[J]. *海洋通报*, 2006, 25(3): 45-51.
- [27] Rienzi E A, Matocha C J, Grove J H, et al. Enrichment ratio of poorly crystallized iron mobilized with clay/silt-sized particles released via interrill erosion [J]. *Catena*, 2015, 124: 130-137.
- [28] Otani S, Kozuki Y, Yamanaka R, et al. The role of crabs (*Macrophthalmus japonicus*) burrows on organic carbon cycle in estuarine tidal flat, Japan [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010, 86(3): 434-440.
- [29] Weidman P R, Schindler D W, Thompson P L, et al. Interactive effects of higher temperature and dissolved organic carbon on planktonic communities in fishless mountain lakes [J]. *Freshwater Biology*, 2014, 59(5): 889-904.
- [30] Kopacek J, Hejzlar J, Vrba J, et al. Phosphorus loading of mountain lakes: Terrestrial export and atmospheric deposition [J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56(4): 1343-1354.
- [31] Mchenga I S S, Tsuchiya M. Nutrient dynamics in mangrove crab burrow sediments subjected to anthropogenic input [J]. *Journal of Sea Research*, 2008, 59(1): 103-113.
- [32] Clark J M, Bottrell S H, Evans C D, et al. The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408: 2768-2775.
- [33] 聂发辉, 李娟花, 刘占孟. 鄱阳湖湿地土壤对氨氮的吸附性能研究[J]. *华东交通大学学报*, 2015, 32(2): 136-142.
- [34] Kazem N, Geraad G, Erik S. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes correlate with land use and catchment characteristics in a semi-arid drainage basin of Iran [J]. *Catena*, 2012, 95: 177-183.
- [35] Marie F J, Mina N, Mark C, et al. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model [J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(14): 2291-2313.
- [36] 张静, 马玲, 丁新华, 等. 扎龙湿地不同生境土壤微生物量碳氮的季节变化[J]. *生态学报*, 2014, 34(13): 3712-3719.