

高寒草原取土场自然恢复过程中 植物群落的特征和恢复力

金艳霞^{1,2}, 周华坤¹, 姚步青¹, 付京晶^{1,2}, 王文颖³, 赵新全¹

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 青海师范大学, 青海 西宁 810001)

摘要: 本研究以三江源区同德县不同年代修建公路产生的取土场高寒草原植物群落为研究对象, 通过野外群落调查和室内土壤样品分析, 探讨自然恢复过程中植物群落的生产力、物种多样性、综合恢复能力和稳定性动态以及土壤养分变化等。结果表明, 1) 植物群落的地上总生物量随恢复年限的增加呈递增趋势。但恢复年限为 30 年时, 取土场植物群落的地上总生物量与对照间并无显著差异 ($P > 0.05$)。地下总生物量在 5 ~ 30 年间波动变化。并且经过 30 年的恢复后, 地下总生物量仍显著低于对照 ($P < 0.05$)。2) 恢复年限在 5 ~ 30 年期间, 植物群落物种多样性明显增加。植物群落的综合恢复力指数随恢复年限的增加而降低; 植物群落的稳定性随恢复年限的增加而增加, 并且以经过 30 年自然恢复后的植物群落相对最为稳定。3) 土壤养分的变化, 特别是有机质、速效磷的变化对植物群落的生产力、物种多样性以及综合恢复能力产生显著影响。

关键词: 取土场; 植物群落; 综合恢复能力; 稳定性; 土壤养分

中图分类号: S812.29; Q948.15 文献标识码: A 文章编号: 1001-0629(2014)08-1528-10*

Characteristics and recovery capacity of plant community in Grave-Soil-Taken Field during natural restoration in alpine steppe

JIN Yan-xia^{1,2}, ZHOU Hua-kun¹, YAO Bu-qing¹, FU Jing-jing^{1,2},
WANG Wen-ying³, ZHAO Xin-quan¹

(1. Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Science, Xining 810008, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

3. Qinghai Normal University, Xining 81001, China)

Abstract: The natural restoration process of plant community in Grave-Soil-Taken Field which formed by road construction at different stages in the alpine steppe of Tongde county in the Three-River Source Region was studied in the present research. The combined community field survey and soil analysis were employed to investigate the natural succession of alpine steppe vegetation of Grave-Soil-Taken Field. The results showed that total above-ground biomass increased with restoration time. However, the total aboveground biomass of plant community in Grave-Soil-Taken Field had no significant difference with the control plots after 30 years of vegetation recovery. The total underground biomass in Grave-Soil-Taken Field fluctuated between 5 years and 30 years after road construction. Furthermore, the total underground biomass was significantly lower ($P < 0.05$) than that of control after 30 of vegetation recovery. Species diversity significantly increased ($P < 0.05$) between 5 years and 30 years after road con-

* 收稿日期: 2013-10-14 接受日期: 2013-11-29

基金项目: 国家自然科学基金项目(31172247, 31201836); 青海省自然科学基金项目(2013-Z-916); 中科院战略性先导科技专项子课题(XDA05070202); 国家科技支撑课题专题(2011BAC09B06-02, 2014BAC05B03); 青海省重点实验室发展专项资金计划(2013-Z-Y07, 2014-Z-Y01)

第一作者: 金艳霞(1986-), 女, 甘肃定西人, 在读硕士生, 主要从事高寒草地生态学研究。E-mail: jinyanxia526@163.com

通信作者: 周华坤(1974-), 男, 青海乐都人, 研究员, 博士, 主要从事高寒草地恢复生态学研究。E-mail: 729492987@qq.com

struction. Comprehensive recovery capacity of alpine steppe decreased with recovery time increasing. The stability of plant communities increased with recovery time increasing. After 30 years of natural restoration, the plant communities were relatively stable. Changes of soil nutrients, especially organic mass and available phosphorus had significant influence on the productivity of plant community, species diversity and comprehensive recovery capacity.

Key words: Grave-Soil-Taken Field; plant community; comprehensive restoration capacity; stability; soil nutrient

Corresponding author: ZHOU Hua-kun E-mail: 729492987@qq.com

青藏高原是我国重要的高山基因库,也是全球海拔最高的高寒自然生态系统^[1-2]。但受全球变暖、冻融、生境脆弱和风蚀等自然因素以及放牧、滥砍乱挖和工程建设(修建公路、铁路)等人为因素的影响,高寒草地资源受到严重威胁^[3]。青海省三江源区的草地资源就是其中典型的代表^[4]。青藏高原地区在西部大开发的过程中,修建了大量的铁路和公路、电网等,在这些工程的建设中形成了大量取土场、弃土场和路堤坡面等工程迹地,破坏了原有的植被覆盖层,导致自然景观的破碎,而且造成冻土的退化,影响冻土环境的稳定,出现大量的次生裸地以及严重的水土流失现象,加剧了生态系统的退化。其中,以公路和铁路工程迹地的取土场对环境的影响尤为严重。以青藏铁路望昆至唐古拉山口段为例,单个取土场一般深度在1~6 m,面积从几十亩到上百亩,取土场和施工便道等用地总面积达16 427亩(约合1 095 hm²)^[5-6]。并且公路经过多次的改建和整治,形成的取土场面积越来越大。周华坤等^[7]采用层次分析法研究表明,三江源区公路修建等人为干扰因素是导致草地退化的主要因素之一。

当前,有关青藏高原取土场工程迹地在自然恢复过程中植物群落恢复速度及阶段稳定性、植被和土壤是如何恢复的及其相互之间如何反馈等问题研究较少。因此,研究青藏高原地区不同时间形成的取土场工程迹地的植被自然恢复状况以及土壤理化性质的变化,评价其恢复速度及其阶段稳定性,将对这一地区的植被恢复具有指导意义。同时,对在青藏高原开展的其他工程,如西线南水北调工程、青藏输变电工程、三江源自然保护区生态建设工程、退牧还草工程的建设过程中如何有效保护原生植被和恢复退化植被也具有重要的参考价值。

1 研究区概况及研究方法

1.1 研究区概况

同德县位于青藏高原东部,属于三江源区,地处34°38′ - 35°39′ N, 100°08′ - 101°09′ E,海拔2 648~4 632 m,平均海拔3 700 m。县内地形大体可分为山地、河谷地和滩地草原3种类型。当地气候具有明显的高原大陆型特征,年日照时数2 550~2 760 h,年平均气温-6.1~-3.7℃,年降水量427.2 mm,雨热同季,冷暖两季分明。全县共有草地面积47.16万hm²,占全县总面积的94%。草地类型主要分为高寒草甸、高寒草原和温性草原3种,草地植被盖度30%~95%^[8]。

1.2 研究方法

1.2.1 调查样地设置 野外试验于2008年9月在青海省同德县宁果(西宁-果洛)公路沿途进行。调查样地设置在2003年、1998年、1988年、1978年公路历次修建所形成的取土场(表1)。这些不同年代形成的取土场深度50~70 cm,未经过任何恢复、填埋措施,至今仍然分布在公路两侧,在演替过程中均属于自然恢复,形成了不同年限的恢复梯度。在样地设置中,以当地典型的短花针茅(*Stipa breviflora*)原生温性草原作为对照^[9]。取土场的恢复年限根据当地交通部门公路修建的档案、果洛、海南地方志——交通篇^[10-11]等资料共同确定。

1.2.2 植被和土壤调查 于2008年9月对所设置的样地进行植被调查,利用GPS定位并记录样方所在的海拔和经纬度。选择具有代表性、放牧扰动较轻的取土场植被地段确定样方的范围,每类年限的

表1 不同恢复年限取土场样地概况

Table 1 Plot profiles of Grave-Soil-Taken Field in different restoration years

样地形成年份 Formation year of plot	海拔 Altitude/ m	经纬度 Latitude and Longitude	样地概况 Plot profiles
2003 年 Year	3 291	35°14'46.9" N 100°43'17.9" E	无生物结皮层,与原生植被相异性很明显。杂类草如蒲公英、黄花蒿等占优势。禾草大多为种子繁殖的草类,如垂穗披碱草、早熟禾等。 Plot profiles have no biologic crust. And species composition on plot is different obviously from native vegetation. <i>Taraxacum mongolicum</i> and <i>Artemisia annua</i> etc as Compositae are dominant species. Most Gramineae plants reproduce by seeds, for instance, <i>Elymus nutans</i> , <i>Poa annua</i> , etc.
1998 年 Year	3 291	35°14'46.9" N 100°43'17.9" E	生物结皮层基本形成,与原生植被相异性下降。以菊科杂草和禾本科牧草占优势。 The biologic crust formed basically on plot. The dissimilarity between species composition on plot and native vegetation has decreased. Compositae weedy and Gramineae forage are dominant plants.
1988 年 Year	3 302	35°15'05.4" N 100°41'38.2" E	地表生物结皮层已完全形成,以禾本科牧草和菊科杂草占优势。 The biologic crust has formed completely. Compositae weedy and Gramineae forage are dominant plants.
1978 年 Year	3 302	35°15'05.4" N 100°41'38.2" E	生物结皮层很明显,与2008年的对照草原相比,成分相差无几,生物量略大于对照,以禾本科牧草为优势种。 The biologic crust of plot is obvious, and the components are similar as that in 2008. Biomass is slightly more than that of the control. The dominant plants are Gramineae forage.
2008 年 Year (对照 CK)	3 291	35°14'46.9" N 100°43'17.9" E	未退化高寒草原,优势种为针茅,分盖度50%左右,生物结皮层很明显。 The biologic crust of plot is obvious. The dominant species is <i>Stipa</i> with coverage 50% approximately on non-degraded alpine steppe.

取土场选择8个样方,样方面积50 cm × 50 cm。样方确定以后进行植被的常规调查,包括植物种类、盖度、高度,并剪取植物的地上部分带回实验室烘干后测定其生物量。在测定地上生物量的同时,在样方中采用25 cm × 25 cm的小样方测定地下生物量。地下生物量的取样深度为0-20 cm。同时采回各类样地0-30 cm的土层,分析土壤样品的pH和有机质、全氮、全磷、速效氮、速效磷、速效钾含量。在植物群落调查的同时,用SC-900土壤紧实度仪测定土壤表层紧实度。

1.3 数据分析

1.3.1 植物物种多样性 综合大多数学者的研究^[12-13],选用以下物种多样性指数。

物种丰富度指数(R_1):用物种数 S 表示;

Shannon-Wiener 指数(H'): $H' = -\sum P_i \ln P_i$;

Simpson 指数(D_{si}): $D_{si} = 1 - \sum (P_i)^2$;

Pielou 指数(J_{sw}): $J_{sw} = H'/H'_{max}$ 。

式中 $i = 1, 2, \dots$ 为物种序号; S 为出现在样方中的物种数目; P_i 为第 i 个物种的重要值。重要值=(相对高度+相对盖度+相对频度)/3。

1.3.2 群落恢复力指数 利用优势物种的种数及其盖度和频度在一定程度上能真正反映草地恢复能力^[14],因此采用以下公式评价不同地区的取土场在自然恢复过程中的恢复能力^[14-15]。

$$S_L = \frac{H}{H_0} (1 - \Delta F) I.$$

式中 H 、 H_0 分别表示工程迹地与天然草地的Shannon-Wiener指数; ΔF 为同一地点工程迹地与天然

草地植被覆盖度的差值; I 为顶极物种入侵指数,指自然条件的顶极群落优势种的物种数与出现频度的函数 $I = 1 + \sum_{i=2}^n P_i$, P_i 和 n 分别表示原有优势物种出现的频度(优势物种 i 的相对重要值或其相对多度), $P_i = N_i/N$, N_i 为物种 i 的绝对重要值, N 为样方中所有物种的绝对重要值与种数; S_L 为受干扰草地生态系统植被恢复能力的综合指标,无量纲,其值越大,表示草地的恢复能力(潜力)越大。

1.3.3 群落稳定性 本研究中采用郑元润^[16]提出的改进方法来测定不同取土场在自然恢复过程中植物群落的稳定性。

平滑曲线模拟模型:

$$\text{直线方程: } y = ax^2 + bx + c \quad (1)$$

$$\text{直线方程: } y = 100 - x \quad (2)$$

该模型中, (1) 式是总种数倒数累积与累积相对频度做二次拟合的结果。其中 a 、 b 、 c 分别是二次项、一次项以及常数项系数。(2) 式中 x 表示总种数倒数累积, y 是 x 的因变量。

1.3.4 数据统计分析方法 试验数据采用 Origin 8.1 绘制植物群落生物量、物种多样性、综合恢复能力以及稳定性随恢复年限增加的动态变化图。使用 Excel 2007 和 SAS 9.2 统计软件对植物群落生物量、物种多样性、综合恢复能力进行描述性统计,并对土壤指标和植物群落的生物量、物种多样性以及综合恢复能力进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 植物群落的物种组成与生物量

本研究中选取的天然草地植物群落的优势种主

要是禾本科和菊科植物(表2)。取土场的植物群落在自然恢复的过程中,恢复年限为5年时,植物群落的优势物种是以种子繁殖的菊科植物,如猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)、蒲公英(*Taraxacum mongolicum*),另外,还有一些种子繁殖的禾本科植物已经入侵,占据了一定的优势度,如垂穗披碱草(*Elymus nutans*)。恢复年限为5~10年时,由于其他科植物如豆科植物的入侵,菊科植物与禾本科植物所占物种总数的比例下降,但下降幅度较小,说明莎草科、车前科、豆科以及其他科植物的入侵对优势科植物的影响不明显。恢复年限为10~20年时,禾本科、菊科与莎草科、车前科、豆科等科的植物间均存在激烈的竞争。禾本科植物和菊科植物所占物种总数的比例达到相等。恢复年限为20~30年时,禾本科植物在竞争中占据优势,所占物种总数的比例明显增加。恢复年限为30年时,各科植物所占物种总数的比例已与天然草地接近。但整个自然恢复演替过程中,植物群落的优势种仍与天然草地存在一定的差异。说明从物种组成判断,取土场的植物群落还需要更长的时间才能恢复到未受干扰前的状态。

在5~30年的恢复过程中,植物群落的地上总生物量呈递增的趋势。而恢复年限为10年地下总生物量显著高于20年的($P < 0.05$),这是由于一年生杂类草植物入侵后,其根系充分利用资源生长,但在生长季末,根系死亡腐烂转化为有机质导致地下总生物量下降。经过30年的恢复,取土场植物群落的地上总生物量与对照的天然草地之间的差异不显著($P > 0.05$),而地下总生物量仍显著低于天然草地(图1)。

表2 植物群落的优势物种组成和植物所属科的分布比例

Table 2 Species composition of plant community and distribution ratios of families of plants

恢复年限 Restoration year/a	禾本科 Gramineae/%	菊科 Compositae/%	豆科 Leguminosae/%	莎草科 Cyperaceae/%	车前科 Plantaginaceae/%	其他科 Others/%
5	30.77	24.62	4.62	6.15	9.23	24.61
10	25.00	22.83	5.43	4.35	7.61	34.78
20	28.40	28.40	3.70	7.41	2.47	29.62
30	33.02	16.04	8.49	6.60	3.77	32.06
CK	37.50	16.67	7.29	8.33	1.04	29.17

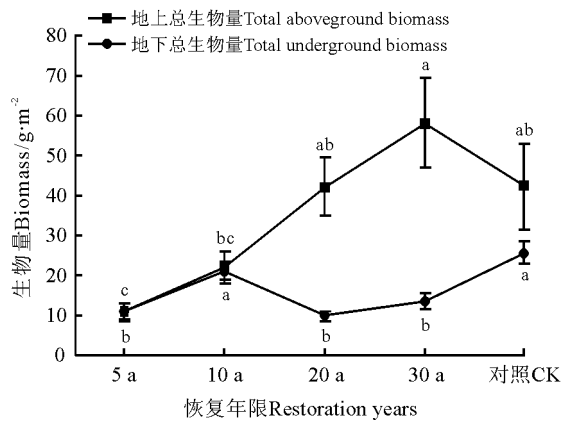


图1 植物群落自然恢复过程中生物量变化

Fig. 1 The biomass change of plant community during natural restoration

注:不同小写字母表示各恢复年限间同一指标间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

Note: Different lower case letters for the same parameter indicate significant differences at 0.05 level among different period of restoration. The same below.

2.2 植物群落物种多样性的变化

随恢复年限的增加,植物群落的丰富度指数、Pielou 均匀度指数、Shannon-Wiener 指数均呈波动性增加(图2)。而与 Simpson 指数的变化趋势正好相反。这一结果与杜国祯和王刚^[17]对甘南亚高山草甸弃耕地演替群落多样性变化的研究结果一致。

在自然恢复的过程中,经过5年的自然恢复植

物群落优势种从一年生浅根系草本植物向多年生草本植物方向演替,物种多样性增加。植物群落的恢复年限为10年时,物种的丰富度指数显著增加;而植物群落恢复年限在10~20年间时,植物群落的物种组成由于大量新物种入侵引发的种间和种内竞争发生了较大的变化,表现为物种多样性下降。植物群落的恢复年限在20~30年期间时,资源在植物群落中各物种间的分配细化,物种通过激烈的竞争找到了各自适宜的生态位,土壤环境逐渐恢复并改善。在没有外界环境条件突变的情况下,植物群落中各物种能保持较长时间的共存,使植物群落处于一个相对稳定的状态。因此,物种多样性增加。植物群落恢复年限为30年时,物种的丰富度指数、Shannon-Wiener 指数与 Pielou 均匀度指数与恢复5年相比,分别增加了30.86%、11.34%、3.99%。白琰^[18]的研究也表明,在物种多样性形成与维持的过程中,生态位分化机制起着重要作用,群落物种组成和维持生物多样性更多的是由生态位装配机制而不是由中性漂变机制决定的。

物种多样性的变化趋势说明随着恢复年限的增加,植物物种趋于多样化,群落趋于稳定状态。此外,恢复年限为30年时,不同恢复年限的群落物种多样性均高于对照(图2)。进一步说明,经过30年的自然恢复,取土场工程迹地的植物群落可以恢复到接近干扰前的状态。

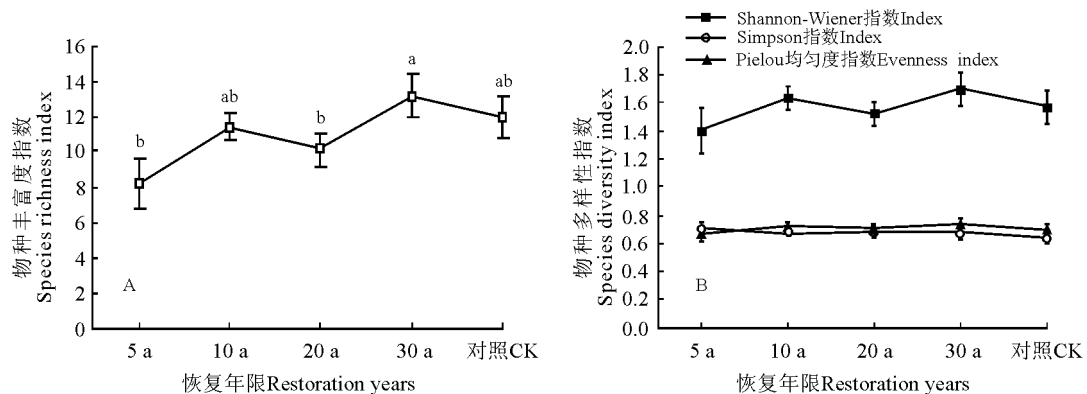


图2 植物群落自然恢复过程中物种多样性特征

Fig. 2 The character of species diversity of plant community during natural restoration

2.3 植物群落综合恢复力指数

由于综合恢复力表征植物群落的恢复能力,其值越大恢复能力越大,恢复越快。本研究果表明,在5~30年间的恢复过程中,随着植物群落逐渐趋于

稳定,植物群落的综合恢复能力减小,恢复速率降低(图3)。同德县的原生高寒草原以中生和旱生植物为主,植物盖度普遍较低。因此,在气候无明显变化的情况下,取土场自然恢复形成的植物群落也以中

生和旱生植物为主,并且是多种优势种共存的植物群落。即取土场的植物群落在恢复过程中逐渐向典型高寒草原方向演替,表现为综合恢复指数的逐渐降低。综上可知,草地群落的综合恢复能力随草地群落结构和功能的改善而降低。

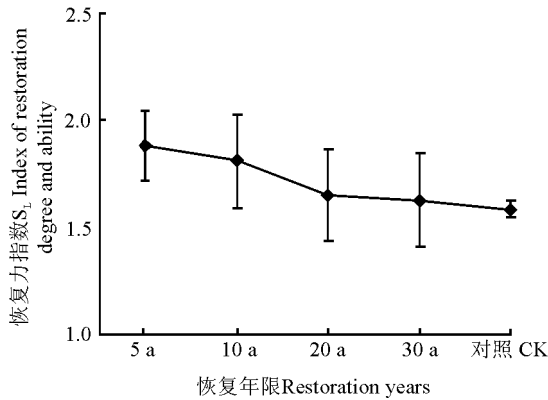


图3 不同恢复年限植物群落的综合恢复能力
Fig.3 Comprehensive restoration capacity of plant community in different restoration years

2.4 植物群落稳定性

稳定性在图4中的体现主要是通过二次方程和

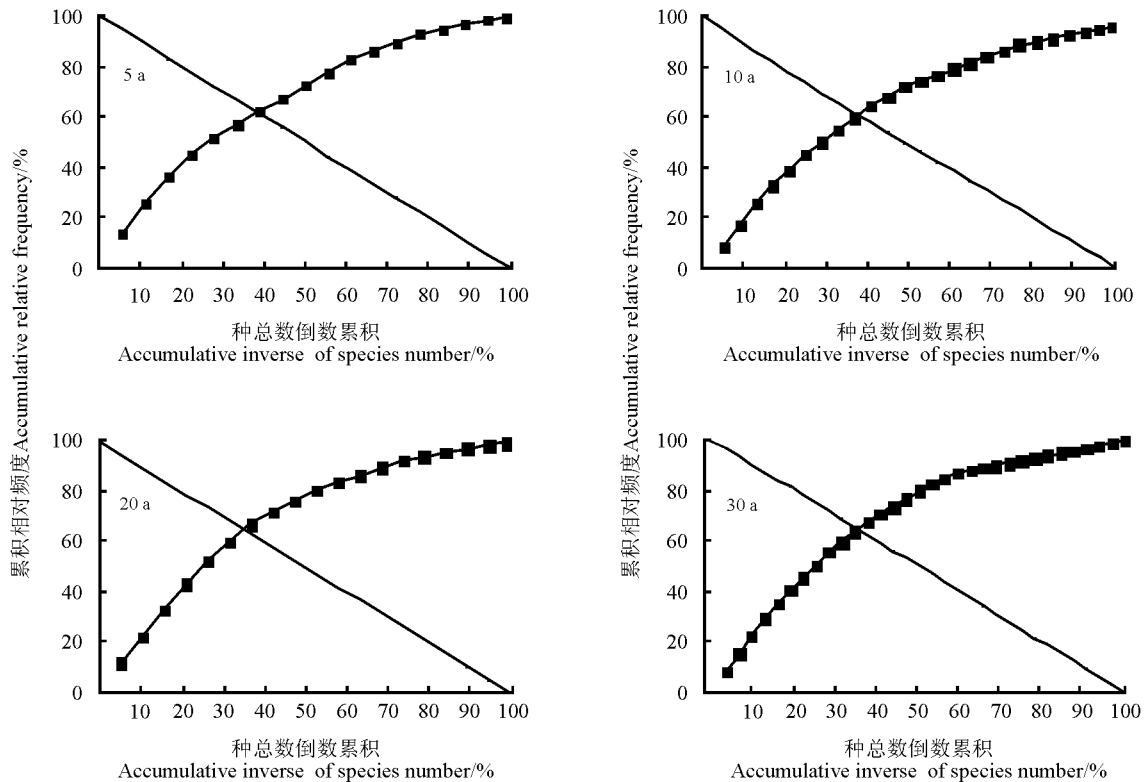


图4 不同恢复年限植物群落稳定性的图解
Fig.4 Stability graph for plant community in different restoration years

一次方程的交点坐标。通过这一坐标可以看出百分之多少的种类占有多大的累积相对频度。越少的植物种类占有越大的相对累积频度,说明这一植物群落越稳定。

不同恢复阶段植物群落的相对稳定性为30年 > 20年 > 10年 > 5年。即随着恢复年限的增加,取土场的植物群落逐渐趋于稳定(表3)。结合图3得出,随着恢复年限的增加,植物群落的综合恢复能力逐渐降低,而稳定性逐渐增加。这说明,经过至少30年以上的自然恢复,高寒草原取土场植物群落会逐渐恢复到未受干扰前的状态。

2.5 土壤理化性质的变化

5~20年间土壤紧实度的变化不显著($P > 0.05$),但都显著低于恢复年限为30年的($P < 0.05$)(图5)。土壤紧实度对植物地上部分生长影响的研究结果表明,生长在高紧实度土壤中的植物地上部质量都较生长在低紧实度土壤中的小。此外,紧实度可以提高土壤的导水率,特别是在土壤干旱条件下紧实可以大大提高土壤的非饱和导水率,从而提高植物对土壤水分的利用效率^[19]。结合图1

表3 植物群落稳定性分析结果

Table 3 Results of stability of plant community on alpine grassland

恢复年限 Restoration years	曲线类型 Type of curve	相关系数 Correlation coefficient	交点坐标 Coordinate(x/y)
5	$y = -0.008x^2 + 1.719x + 7.946$	0.996 8	38.2/61.8
10	$y = -0.010x^2 + 1.904x + 4.927$	0.996 6	37.5/62.5
20	$y = -0.011x^2 + 2.045x + 3.906$	0.994 8	36.4/63.6
30	$y = -0.011x^2 + 2.054x + 5.024$	0.995 3	36.0/64.0

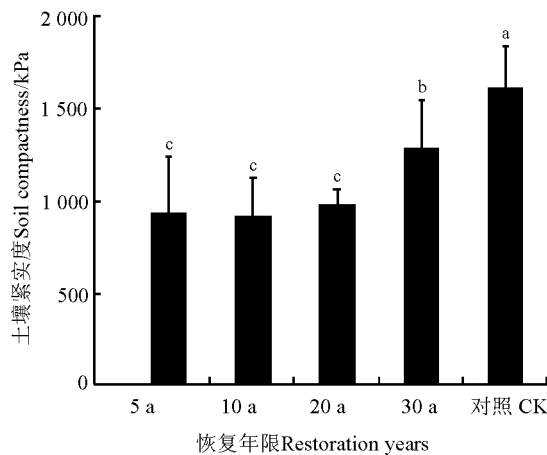


图5 不同恢复年限土壤紧实度

Fig. 5 Soil compactness in different restoration years

可知 地上生物量呈逐年递增趋势 土壤紧实度的变化也基本呈逐年递增趋势 说明不同年限取土场的土壤紧实度并没有限制植物的生长 反而这个紧实度的范围有利于植物对土壤水分的利用。

经过 30 年的自然恢复 土壤有机质和全氮含量明显提高(表 4)。这是由于随着恢复时间的增加, 植被凋落物、根表脱落物和根系分泌物等的输入 土壤有机质得到显著提高。土壤全氮含量和土壤有机质含量密切相关 土壤有机质含量越高 全氮含量也愈高^[20]。在不同恢复演替阶段土壤全磷含量没有明显的变化。随恢复年限的增加 土壤速效氮含量增加 这是因为土壤速效氮的含量与土壤全氮以及土壤有机质呈正相关^[21]。而土壤速效磷和速效钾

表4 不同恢复年限高寒草原土壤的化学特征(平均值 ± 标准误差)

Table 4 Soil chemical characteristics of alpine steppe in different restoration years(Mean ± SE)

土壤指标 Soil indicator	恢复年限 Restoration years				
	5 a	10 a	20 a	30 a	对照 CK
pH	8.25 ± 0.05a	8.30 ± 0.05a	8.25 ± 0.05a	8.15 ± 0.05a	8.13 ± 0.03a
有机质 Organic matter/g · kg ⁻¹	29.98 ± 0.58b	38.47 ± 0.45ab	36.29 ± 0.34ab	51.84 ± 0.65a	47.07 ± 0.00ab
全氮 Total N/g · kg ⁻¹	1.45 ± 0.02b	1.80 ± 0.04ab	2.00 ± 0.02ab	2.38 ± 0.02ab	2.73 ± 0.04a
全磷 Total P/g · kg ⁻¹	0.51 ± 0.00b	0.57 ± 0.00ab	0.57 ± 0.00ab	0.59 ± 0.00ab	0.61 ± 0.00a
速效氮 Available N/mg · kg ⁻¹	26.18 ± 4.89a	18.30 ± 5.96a	19.86 ± 6.31a	23.55 ± 8.72a	44.86 ± 19.80a
速效磷 Available P/mg · kg ⁻¹	4.82 ± 0.71a	6.16 ± 4.11a	3.72 ± 1.98a	7.71 ± 1.23a	6.61 ± 1.57a
速效钾 Available K/mg · kg ⁻¹	200.61 ± 36.13a	222.42 ± 52.03a	151.76 ± 61.35a	273.32 ± 58.84a	303.55 ± 16.82a

注: 同行不同小写字母表示各恢复年限间差异显著 ($P < 0.05$)。

Note: Different lower case letters within the same row indicate significant differences at 0.05 level among different period of restoration.

呈波动的增加趋势。

总体来看,除有机质($51.84 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)和可以利用的养分元素 P($7.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的含量外,其他养分元素的含量均低于对照草原这些元素的含量。说明,土壤中的养分元素含量并不能在30年的时间内得到完全恢复。

2.6 不同恢复年限土壤理化指标与植物群落生物量、物种多样性和综合恢复能力的关系

土壤有机质与物种丰富度指数间呈极显著正相关($P < 0.01$) (表5)。即在自然恢复过程

中土壤有机质的恢复会显著地增加植物群落的物种丰富度。全氮和地上生物量均与综合恢复力指数呈显著负相关($P < 0.05$),在整个恢复过程中,全氮和地上生物量均随恢复年限的增加而增加,而综合恢复力降低。此外,全磷与 Simpson 指数呈显著的负相关($P < 0.05$)。说明全磷的增加促使植物群落向单一物种的方向演替,从而使得植物群落的均匀度降低。土壤指标、物种多样性指数和生物量均与综合恢复能力之间呈负相关关系。

表5 不同恢复年限土壤指标、物种多样性、生物量和综合恢复能力间的相关关系

Table 5 Correlation coefficients among soil indicators, species diversity, comprehensive restoration capacity in different recovery years

指标 Parameter	OM	TN	TP	AN	AP	AK	SC	AB	UB	S	H'	J _{sw}	D _{si}	S _L
OM	1.000													
TN	0.875	1.000												
TP	0.859	0.936**	1.000											
AN	0.362	0.661	0.434	1.000										
AP	0.823	0.539	0.528	0.255	1.000									
AK	0.780	0.735	0.622	0.709	0.861	1.000								
SC	0.762	0.924*	0.755	0.875	0.552	0.853	1.000							
AB	0.862	0.806	0.791	0.165	0.461	0.400	0.595	1.000						
UB	0.420	0.558	0.610	0.633	0.485	0.722	0.613	0.034	1.000					
S	0.949**	0.727	0.803	0.150	0.884	0.725	0.573	0.748	0.455	1.000				
H'	0.826	0.569	0.748	-0.130	0.745	0.483	0.320	0.696	0.349	0.946*	1.000			
J _{sw}	0.750	0.481	0.671	-0.308	0.589	0.269	0.176	0.757	0.103	0.858	0.961*	1.000		
D _{si}	-0.632	-0.844	-0.905*	-0.616	-0.377	-0.623	-0.752	-0.474	-0.841	-0.582	-0.509	-0.362	1.000	
S _L	-0.786	-0.932*	-0.882	-0.473	-0.306	-0.457	-0.775	-0.908*	-0.170	-0.608	-0.512	-0.525	0.713	1.000

注: * 表示在0.05水平上的显著性, ** 表示0.01水平上的显著性。OM, 有机质; TN, 全氮; TP, 全磷; AN, 速效氮; AP, 速效磷; AK, 速效钾; SC, 土壤紧实度; AB, 地上生物量; UB, 地下生物量; S, 物种丰富度指数; H', Shannon-Wiener 指数; J_{sw}, Pielou 均匀度指数; D_{si}, Simpson 指数; S_L, 综合恢复力指数。

Note: * indicates significant correlation at the 0.05 level, ** indicates significant correlation at the 0.01 level. OM, Organic matter; TN, Total N; TP, Total P; AN, Available N; AP, Available P; AK, Available K; SC, Soil compactness; AB, Aboveground biomass; UB, Underground biomass; S, Species richness index; H', Shannon-Wiener index; J_{sw}, Pielou evenness index; D_{si}, Simpson index; S_L, Comprehensive restoration capacity index.

3 讨论

3.1 植被恢复过程中植物群落特征的变化

取土场是受人类工程严重扰动的代表性区域。在开始恢复阶段植物群落的物种多样性和生物量均

为0(全铲除),取土场深度为50~70 cm,土壤种子库对植被恢复的贡献基本不存在。因此,取土场植被自然恢复的过程实质是植物不断入侵并达到相对稳定的过程。调查取样发现,30年自然恢复过程中取土场植物群落的物种组成已与天然草地基本一

致,禾本科和菊科植物是优势种,地上生物量呈递增趋势,地下生物量呈波动增加。

经过 30 年的自然恢复,植物群落的物种丰富度指数(13)、Shannon-Wiener 指数(1.70)、Pielou 指数(0.74)和 Simpson 指数(0.68)比未受干扰的对照分别提高了 10.42%、7.98%、5.36% 和 5.62%。这一结果与王根绪等^[22]在青藏公路的调查研究相一致。从植物群落物种多样性的恢复来看,高寒草原生态系统在受到人类工程干扰后经过 30 年的自然恢复,局部地带(取土场)植物群落的物种多样性已恢复到高于原生群落的程度,而其中大部分的恢复物种并不是原生草原的优势种或建群种。植物群落的综合恢复能力在 5~30 年间逐渐降低,但取土场植物群落具有较高的恢复力指数 S_L 值,这与其他研究结果中青藏高原草地生态系统的综合恢复能力较高的结果相一致^[14]。

稳定性是植物群落结构与功能的一个综合性特征,植物群落的稳定性研究在理论和实践中均具有重要意义^[23]。本研究表明,高寒草原取土场的植物群落随着恢复年限的增加,逐渐趋于稳定状态。相对而言,恢复年限为 30 年的植物群落最为稳定。说明完全破坏的温性草原要达到一个相对稳定的阶段,在没有其他干扰的状况下,自然恢复至少需要 30 年以上的时间。

3.2 植被恢复过程中土壤理化特征的变化以及与

植物群落其他指标的关系

土壤的理化特征与植物群落的演替密切相关。如土壤资源的异质性增加是由植物群落演替过程中植物的大小及其生活史的变化引起的^[24]。土壤有机质小尺度的变化强烈影响植物种群的变化^[25]。因为土壤有机质的改变增加了土壤的异质性,而土壤的异质性会削弱植物的种间和种内竞争,从而允许植物群落具有较高的物种多样性^[26]。反过来,植物的物种多样性和生物量又增加了土壤资源的异质性,促进了土壤的异质性从而有利于物种的共存^[27],进而增强群落的稳定性^[28]。

此外,Vitousek 和 Andariese^[29]、Zak 等^[30]的研究表明,自然生态系统中主要的限制性养分是氮、磷,并且氮、磷可利用性养分在组成和数量上的变化,都将对植物群落的演替和物种组成产生显著影响^[31-32]。本研究中,土壤全氮的含量随恢复年限的增加而增加,全磷的含量没有明显变化。而恢复年限在 10~20 年间时,速效氮的含量增加而速效磷降低。因此,这段时间植物群落生产力以及物种组成等的变化也可能是由限制性养分磷引起的。可以看出,退化草地或干扰迹地不同时段自然演替的稳定性和恢复力评判,除了应该注重植物群落指标,还应该考虑土壤理化指标的恢复状况,从草地的土-草-根系统综合评判。

参考文献

- [1] 裴志勇, 欧阳华, 周才平. 青藏高原高寒草原碳排放及其迁移过程研究[J]. 生态学报, 2003, 23(2): 231-236.
- [2] 李午峰, 唐祯敏. 青藏铁路的环境与安全[J]. 安全与环境学报, 2003, 3(3): 65-67.
- [3] 王根绪, 程国栋. 江河源区的草地资源特征与草地生态变化[J]. 中国沙漠, 2001, 21(2): 101-107.
- [4] 赵新全, 周华坤. 三江源区生态环境退化、恢复治理及其可持续发展[J]. 中国科学院院刊, 2005, 20(6): 471-476.
- [5] 周德培, 张俊云. 植被护坡工程技术[M]. 北京: 人民交通出版社, 2003: 1-7.
- [6] 沈渭寿, 张慧, 邹长新. 青藏铁路生态环境影响预测与评价[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005: 1-2.
- [7] 周华坤, 赵新全, 周立, 唐艳鸿, 刘伟, 师燕. 层次分析法在江河源区高寒草地退化研究中的应用[J]. 资源科学, 2005, 27(4): 63-70.
- [8] 周华坤, 赵新全, 王启基, 赵亮, 周立, 张玉. 青海省同德县草地现状及畜牧业可持续发展策略[J]. 草原与草坪, 2007(4): 7-12.
- [9] 张耀生, 赵新全, 赵双喜, 冯承彬. 江源区温性草原蒸散量与主要影响因子的相关分析[J]. 中国沙漠, 2010, 30(2): 363-368.
- [10] 海南藏族自治州地方志编纂委会. 海南州年鉴[M]. 西宁: 青海人民出版社, 2008.

- [11] 果洛藏族自治州地方志编纂委员会. 果洛藏族自治州志[M]. 北京: 民族出版社, 2001.
- [12] 马克平. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(上) [J]. 生物多样性, 1994, 2(3): 162-168.
- [13] 马克平. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(下) [J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 231-239.
- [14] 李东明, 郭正刚, 安黎哲. 青藏高原多年冻土区不同草地生态系统恢复能力评价 [J]. 应用生态学报, 2008, 19(10): 2182-2188.
- [15] Wang G X, Yao J Z, Guo Z G, Wu Q B, Wang Y B. Changes in permafrost ecosystem under the influences of human engineering activities and its enlightenment to railway construction [J]. Chinese Science Bulletin, 2004, 49(16): 1741-1750.
- [16] 郑元润. 森林群落稳定性研究方法初探 [J]. 林业科学, 2000, 36(5): 28-32.
- [17] 杜国祯, 王刚. 亚高山草甸弃耕地演替群落的种多样性及种间相关分析 [J]. 草业科学, 1991, 8(4): 53-57.
- [18] 白琰. 高寒草甸植物群落 α 多样性和 β 多样性形成的机制: 是生态位还是中性理论 [D]. 兰州: 兰州大学, 2009: 61-64.
- [19] 刘晚苟, 山仑, 邓西平. 植物对土壤紧实度的反应 [J]. 植物生理学通讯, 2001, 37(3): 254-260.
- [20] Jeffries P, Gianinazzi S, Perotto S, Turnau K, Barea J M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility [J]. Biology and Fertility of Soils, 2003, 37(1): 1-16.
- [21] 周国英. 多年冻土区工程干扰迹地植被恢复的生态学过程及其机理研究 [D]. 西宁: 中国科学院西北高原生物研究所, 2010: 51-57.
- [22] 王根绪, 吴青柏, 王一博, 郭正刚. 青藏铁路工程对高寒草地生态系统的影响 [J]. 科技导报, 2005, 23(1): 8-13.
- [23] 冶民生, 吴斌, 关文彬, 马克明, 刘国华, 张宇清. 岷江上游植物群落稳定性研究 [J]. 水土保持研究, 2009, 16(1): 259-263.
- [24] Armesto J J, Vidiella P E, Jiménez H E. Evaluating causes and mechanisms of succession in the mediterranean regions in Chile and California [J]. Ecological Studies: Analysis and Synthesis, 1995, 108: 418-434.
- [25] Hook P B, Burke I C, Lauenroth W K. Heterogeneity of soil and plant N and C associated with individual plants and openings in North American shortgrass steppe [J]. Plant and Soil, 1991, 138(2): 247-256.
- [26] Noss R F, Harris L D. Nodes, networks, and MUMs: Preserving diversity at all scales [J]. Environmental Management, 1986, 10(3): 299-309.
- [27] Reynolds C M, Wolf D C. Effect of soil moisture and air relative humidity on ammonia volatilization from surface-applied urea [J]. Soil Science, 1987, 143(2): 144-152.
- [28] Aslam M, Travis R L, Rains D W. Effect of ammonium on the regulation of nitrate and nitrite transport systems in roots of intact barley (*Hordeum vulgare* L.) seedlings [J]. Planta, 1996, 20(1): 58-63.
- [29] Vitousek P M, Andariese S W. Microbial transformations of labelled nitrogen in a clear-cut pine plantation [J]. Oecologia, 1986, 68(4): 601-605.
- [30] Zak D R, Pregitzer K S, Curtis P S, Teeri J A, Fogel R, Randlett D L. Elevated atmospheric CO₂ and feedback between carbon and nitrogen cycles [J]. Plant and Soil, 1993, 151(1): 105-117.
- [31] Westman W E. Seasonal dimorphism of foliage in Californian coastal sage scrub [J]. Oecologia, 1981, 51(3): 385-388.
- [32] Inouye R S, Huntly N J, Tilman D, Tester J R. Pocket gophers (*Geomys bursarius*) ,vegetation and soil nitrogen along a successional sere in east central Minnesota [J]. Oecologia, 1987, 72(2): 178-184.

(责任编辑 武艳培)