

# 青藏高原高寒草甸生态系统的恢复能力<sup>\*</sup>

周华坤<sup>\*\*</sup> 赵新全 赵亮 李英年 汪诗平 徐世晓 周立

(中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810001)

**摘要** 近年来,青藏高原高寒草甸生态系统呈现退化的趋势。本文利用中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站多年观测的长时间序列数据,采用定量方法度量高寒草甸自然生态系统的恢复能力,评估该系统的持久性,并结合系统现状提出避免系统崩溃的对策。结果表明,高寒草甸净初级生产力的动态行为以对降水和气温的即时直接响应为主。无论是净初级生产力对自身的“记忆”程度,还是主要气候因子对初级生产力的“滞后”作用,均比较微弱,说明高寒草甸生态系统有较强的恢复能力,即有较强的持久能力。与世界其他地区草地生态系统恢复能力度量结果相比较,高寒草甸生态系统显示较强的恢复能力。科学地利用高寒草地资源,积极恢复治理退化草地,是维持脆弱的高寒草甸生态系统持久的关键。

**关键词** 恢复能力; 地上净初级生产力; 气温; 降水量; 高寒草甸生态系统; 青海海北

**中图分类号** Q948.1 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2008)05-0697-08

**Restoration capability of alpine meadow ecosystem on Qinghai-Tibetan Plateau.** ZHOU Hua-kun, ZHAO Xin-quan, ZHAO Liang, LI Ying-nian, WANG Shi-ping, XU Shi-xiao, ZHOU Li (*Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(5): 697-704.

**Abstract:** The alpine meadow ecosystem on Qinghai-Tibetan Plateau has been degrading in recent years. Based on the long-term observation data about aboveground net primary productivity, yearly precipitation, yearly mean air temperature, and the mean precipitation and air temperature in growth season collected from Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station, this paper assessed the restoration capability of alpine meadow ecosystem in Haibei Area of Qinghai-Tibetan Plateau, aimed to provide scientific information and suggestions to sustain the development of alpine meadow ecosystem in this area. The results indicated that the aboveground net primary productivity of the ecosystem was more related to the dynamic changes of precipitation and temperature. The effect of precipitation and temperature on the net primary productivity was obvious only in present year, but not in the following years. Therefore, the alpine meadow ecosystem appears to have a higher restoration capability. By comparing the restoration capability between the alpine meadow ecosystem in study area and the four natural ecosystems in Israel and South Africa, it was found that the alpine meadow ecosystem was superior to the four natural ecosystems. To sustain the alpine meadow ecosystem, it is important to utilize the alpine grassland resources efficiently and to restore the degraded grassland timely.

**Key words:** restoration capability; aboveground net primary productivity; air temperature; precipitation; alpine meadow ecosystem; Haibei region of Qinghai Province

<sup>\*</sup> 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KSCX2-YW-N-040-01)、中国科学院西部行动计划二期项目课题 (KZCX2-XB2-06-02)、国家科技支撑计划课题 (2006BAC01A02-01)、中国科学院西部之光人才培养基金项目 (2004年度)、国家重点基础研究发展计划项目 (2005CB422005-01) 和国家自然科学基金资助项目 (30700563, 30770419)。

<sup>\*\*</sup> 通讯作者 E-mail: qzhhk1974@yahoo.com.cn

收稿日期: 2007-06-20 接受日期: 2008-01-17

青藏高原是全球气候变化的敏感地区,对气候变化有放大作用(郑度等,2002),高原生态系统的相关研究在全球变化研究中占有极为重要的地位。近年来,全球气候明显异常,与人类活动的增强和生态系统的破坏有关。高原生态系统的稳定程度和持久程度如何?怎样才能避免高原生态系统灾难性的崩溃?要回答这些问题,就有必要对高原生态系统的自我调控能力进行定量评估,继而提出对策。系统的自我调控能力表现在扰动之下的系统行为之中,而生态系统的行为(Holling,1973;Folke *et al.*,2004)通常分为2大类:1)稳定性,表示系统在外部条件发生变化或存在扰动时维持不变或阻止变化的能力(周华坤等,2006),强调在外界扰动下波动的振幅和周期;2)恢复能力,表示系统吸收变化和扰动,维持系统持久的能力(Holling,1973)。恢复能力表示系统发生变化后恢复到原来状态的能力,是系统持久性的一种度量。恢复能力的研究注重系统的持久性,即确定从系统的状态变量的一种相互关系转化为其它相互关系的临界点。当系统状态的变化在状态空间中不超过这个临界限,系统能够自动地恢复到原来状态;若超过了这个临界限,原来的系统就不能恢复。

迄今为止,国内在不同类型生态系统的恢复能力方面开展了众多研究,报道了不同区域和不同类型的森林植被(喻理飞等,2000;郭正刚等,2003)、干旱草原(王葆芳等,2002;杨持等,2003)、高寒草原和高寒荒漠(马世震等,2004;沈渭寿等,2004;王根绪等,2005)等生态系统对不同干扰的响应和恢复能力。国外对不同类型草地(Walker *et al.*,1997;Harrison & Shackleton,1999)、湖泊(Gunderson,2000;Mitchell *et al.*,2000)、珊瑚礁(Hirst *et al.*,2005)和森林(Potts *et al.*,2006)等生态系统的恢复性能也进行过大量理论与实验研究。

高寒草甸生态系统是青藏高原最主要的生态系统类型。近年来,高寒草甸生态系统退化显著(赵新全和周华坤,2005),加上全球气候异常变化和温室效应对青藏高原的反馈效应,探讨高寒草甸生态系统的持久性对避免系统出现灾难性变化具有重要意义。目前许多学者利用空间代替时间的方法对高寒草甸的演替特征和恢复策略有诸多研究(李海英等,2004;周华坤等,2005;Zhou *et al.*,2005),但对于其恢复能力到底如何不甚清楚,该方面的理论和实验研究尚不多见。本文根据中国科学院海北高寒草

甸生态系统定位站多年积累的长时间序列观测数据,采用定量方法探讨自然状态下高寒草甸生态系统的恢复能力,旨在为目前青藏高原大规模的退化草地恢复治理、生态保护和建设提供理论依据。

## 1 生态系统恢复能力的度量方法

依照Holling(1973)的定义,恢复能力具有定性的性质。由于没有直接提供可操作的方法,要定量地度量它,比较困难。根据系统恢复能力的力学模型(孙儒泳,2001)产生的一类度量方法,通过确定2个引力区域之间的临界限,常常建立了一系列生态系统的确定性或随机性数学模型(Whitford *et al.*,1999)。该方法需要建立系统数学模型,而模型的构建又需要长时间的工作积累和充分的数据,难度较大(杜金观等,1990)。加上实际的生态系统可能不存在多个引力区域,甚至连一个引力区域也不存在(Connell & Sousa,1983),因此,这类方法在实际应用中受到限制,尚有待发展。另外一类度量方法是Noy-Meir和Walker(1986)提出的动态观测数据直接分析方法。该类方法通过系统的当前状态对前一时刻状态的“记忆”程度或前一时刻状态对当前状态的“滞后作用”程度,来估计系统恢复能力的强弱。如果系统的“记忆”或“滞后作用”程度高,系统在下一时刻的状态对当前状态的依赖性就大。

生物状态变量是生态系统的主要状态变量,其动态受系统环境驱动变量如气候、土壤等变化的影响。对于“记忆”或“滞后作用”强的系统,其生物状态变量在某一时刻的状态不仅依赖于这些系统驱动变量在该时刻的状态,还较强烈地依赖于前一时刻生物变量和驱动变量的状态。比较而言,“记忆”或“滞后作用”弱的系统,其生物状态变量的变化主要是对驱动变量变化的瞬时直接响应,而前一时刻的系统状态(包括生物变量和驱动变量的状态)对其影响较小,这就意味着,只要影响生物状态变量的主要驱动变量的值恢复到原来水平,生物状态变量也近似地恢复到原来状态。因此,“记忆”或“滞后作用”弱的生态系统在系统发生干扰变化后相对容易恢复到原来状态,根据前述恢复能力定义,即恢复能力强。反之,若系统的“记忆”或“滞后作用”强,即使驱动变量的值恢复到原来水平,由于对变化后的生物变量状态较强的“记忆”,或者前一时刻驱动变量状态的较强的“滞后作用”,系统相对不容易恢复到原来状态,因此,该系统恢复能力弱。

生态系统状态变量 (包括生物变量和驱动变量)对其自身前一时刻状态的“记忆”程度,可以延迟为 1 的自相关系数 ( $r_y$ ) (杜金观等, 1990; Walker, 2002)来表示:

$$r_y = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} (y_{i+1} - \bar{y})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (1)$$

式中,  $y_i (i = 1, 2, \dots, n)$  是生态系统状态变量  $y$  的观测值时间序列。如果  $y$  是生物状态变量,它的行为不仅受前一时刻自身和驱动变量状态的影响,而且还受当前时刻驱动变量变化的影响。为了消除驱动变量当前时刻的变化对生物状态变量当前状态所产生的瞬时直接影响,呈现出  $y$  对前一时刻状态的“记忆”或“滞后作用”,将生物状态变量  $y$  与影响  $y$  的主要驱动变量  $x$  进行线性回归:

$$y = a + bx + \epsilon \quad (2)$$

式中:

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

$$b = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (3)$$

式中:  $\epsilon$  是回归残差;  $x_i (i = 1, 2, \dots, n)$  是驱动变量  $x$  与  $y_i (i = 1, 2, \dots, n)$  相对应的观测值时间序列。 $\bar{x}$  与  $\bar{y}$  分别是变量  $x$  和  $y$  的均值。对于每个时刻  $i$  由式 (2) 得:

$$y_i = a + bx_i + \epsilon_i \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (4)$$

$$\epsilon_i = y_i - (a + bx_i) \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (5)$$

式中,取值为  $\epsilon_i (i = 1, 2, \dots, n)$  的回归残差,则表示  $y$  去掉驱动变量  $x$  瞬时直接影响后的动态。显然,  $\epsilon_i$  中既包含当前时刻生物状态变量  $y$  对前一时刻状态的“记忆”,也包含着前一时刻驱动变量  $x$  对当前时刻生物状态变量  $y$  的“滞后作用”。于是,回归残差的自相关系数:

$$r_\epsilon = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} (\epsilon_{i+1} - \bar{\epsilon})(\epsilon_i - \bar{\epsilon})}{\sum_{i=1}^n (\epsilon_i - \bar{\epsilon})^2} \quad (6)$$

式中,  $\bar{\epsilon}$  是  $\epsilon$  的均值。此系数可以用来度量在没有主要驱动变量  $x$  瞬间即时影响情况下  $y$  的当前状态对其前一时刻状态的“记忆”程度。此时,由于排除了当前时刻驱动变量变化所带来的干扰,  $r_\epsilon$  能更准确地反映生物状态变量  $y$  的“记忆”程度。

同样,在度量驱动变量  $x$  前一时刻状态对当前时刻生物状态变量  $y$  的“滞后作用”时,也应该排除当前时刻驱动变量  $x$  的变化给生物状态变量  $y$  带来的即时直接影响,即用  $x_{i-1}$  与  $y_i (i = 1, 2, \dots, n)$  的相关程度来度量  $x$  对  $y$  的“滞后作用”:

$$r_p = \frac{\sum_{i=2}^n (x_{i-1} - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (7)$$

相关系数  $r_y, r_x$  或  $r_p$  的绝对值越大,即“记忆”或“滞后作用”越强,生态系统的恢复能力越弱 (Noy-Meir & Walker, 1986; Walker, 2002)。

在生态系统中,初级生产力是最重要的生物状态变量 (周立等, 1995; 周华坤等, 2006)。在高寒草甸生态系统中,年际和生长季 (5—9月) 降水和气温的变化是引起初级生产力变化的主要因素 (周兴民等, 2001; 李英年等, 2004),所以在分析高寒草甸生态系统的恢复能力时,选择年度地上净初级生产力作为本文中度量的生物状态变量,选择年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温作为主要驱动变量。

根据观测数据 (图 1 和图 2) 首先利用式 (1) 分别计算年度地上净初级生产力、年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温的自相关系数  $r_y$ , 即其自身对前一时刻状态的“记忆”程度,作为相互比较的基础。然后利用式 (2)、式 (3),将年度地上净初级生产力分别对年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温进行线性回归。由于这 3 个变量的观测时间序列长短不一样,本文统一取 1980—2005 年这 26 年的观测数据进行线性回归处理。再利用式 (4) 和式 (5) 分别去除 (滤去) 年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温对年度地上净初级生产力动态的即时直接影响,得到 4 个回归残差序列  $\epsilon_i (i = 1, 2, \dots, 26)$ 。最后利用式 (6) 分别计算年度地上净初级生产力这 4 个残差序列的自相关系数  $r_\epsilon$ , 利用式 (7) 分别计算年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温对年度地上净初级生产力的“滞后作用”  $r_p$ 。

## 2 实例验证

### 2.1 研究区概况

本研究在中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站 (简称海北站) 内进行。该站位于青藏高原东

北隅的青海省海北地区,祁连山北支冷龙岭东段南麓的平缓滩地(37°29'N—37°45'N, 101°12'E—101°33'E),平均海拔 3 200 m(李英年等, 2004)。该地区气候属典型的高原大陆性气候特点,无四季之分,仅有冷暖二季之别,冷季漫长、干燥而寒冷,暖季短暂、湿润而凉爽。温度年差较小而日差较悬殊,太阳辐射强烈(周华坤等, 2006)。土壤为高山草甸土和高山灌丛草甸土,土壤表层和亚表层有机质含量丰富。植被类型主要有高寒草甸、高寒灌丛和高寒沼泽化草甸,分别以矮嵩草(*Kobresia humilis*)草甸、金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛和藏嵩草(*K. tibetica*)草甸为代表群系,并以矮嵩草草甸分布最为广泛,其中包括矮嵩草(*K. humilis*)、小嵩草(*K. pygmaea*)、二柱头蔗草(*Scirpus distigmaticus*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、早熟禾(*Poa* spp.)、异针茅(*Stipa aliena*)、短穗兔耳草(*Lagotis brachystachya*)、矮火绒

草(*Leontopodium nanum*)、细叶亚菊(*Ajania tenuifolia*)、兰石草(*Lancea tibetica*)、美丽凤毛菊(*Saussurea superba*)等主要牧草(周兴民等, 2001)。

## 2.2 材料来源

海北站的 1957—2005 年的年降水量和年均气温,以及矮嵩草草甸 1980—2005 年的地上净初级生产力动态变化见图 1 和图 2。该 3 类观测数据的起始年代不一致,是由于海北站从 1980 年方有正式观测记录数据。1980 年以前的数据是根据海北州气象局的观测结果订正而来,具体订正方法可以参阅李英年等(2004)的研究报告。地上净初级生产力的测定是在海北站长期综合观测场内的矮嵩草草甸定点进行的,测定时间均选择在 9 月上旬(Zhao & Zhou, 1999;周兴民等, 2001)。其中,气温和降水量用常规方法观测,地上部分年度净初级生产力用收获法测定。

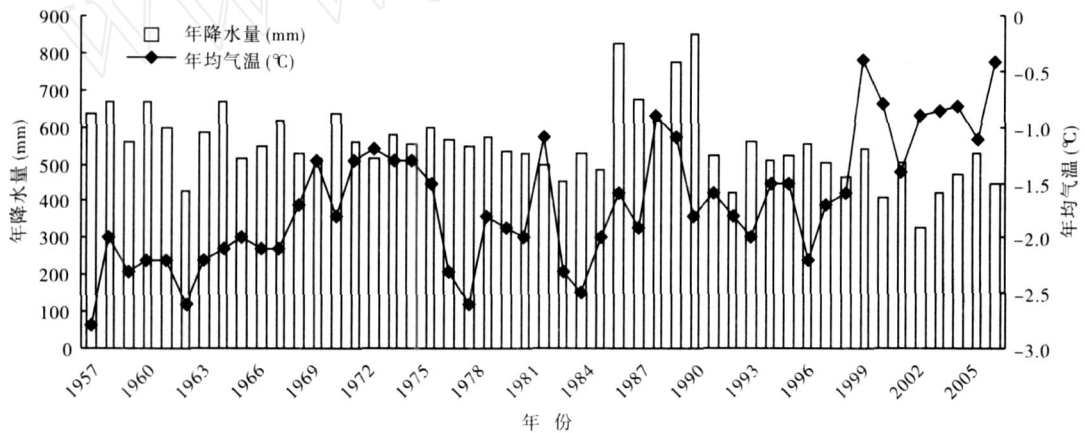


图 1 海北站 1957—2005 年年降水量和年均气温的年度变化

Fig. 1 Annual variation of precipitation and mean air temperature at Haibei Station from 1957 to 2005

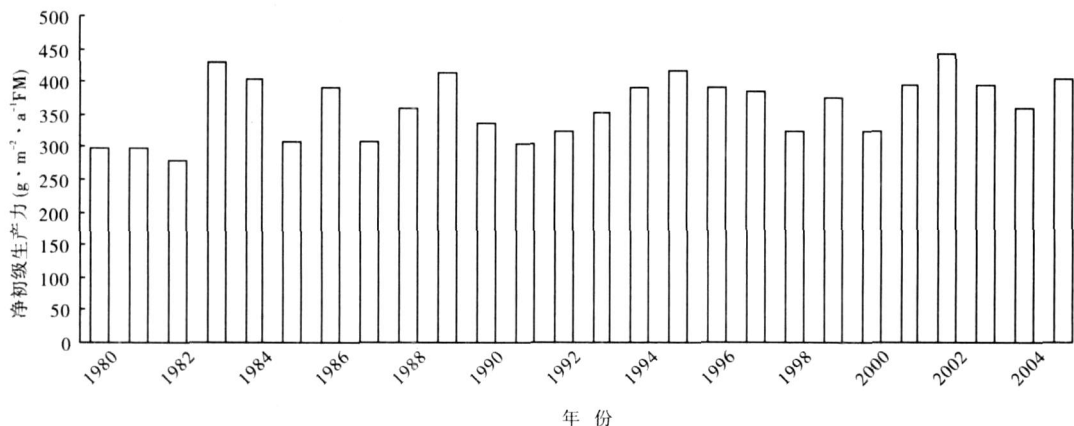


图 2 海北高寒嵩草草甸 1980—2005 年地上净初级生产力动态

Fig. 2 Annual variation of above-ground net primary productivity at Haibei alpine *Kobresia* meadow from 1980 to 2005

### 2.3 高寒草甸生态系统的恢复能力

在海北高寒草甸生态系统中,矮嵩草天然草甸逐年地上净初级生产力之间、生长季降水量之间都呈现不显著的自相关,而逐年降水、年均气温和生长季节平均气温都存在着显著的、较强的正自相关(表 1)。与年降水和年均气温相比,地上净初级生产力对自身的“记忆”程度更弱,但稍强于生长季降水量对自身的“记忆”程度。多年地上净初级生产力与年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温的线性关系均不显著(表 2),这与李英年等(1995)和蒲继延等(2005)的研究有所差异,可能与数据分析方法不同有关。地上净初级生产力与年降水量、生长季降水量、年均气温和生长季平均气温线性回归后的残差之间,都存在着弱的、不显著的自相关(表 3),表明即使去掉全年和生长季降水或气温变化的即时直接影响,地上净初级生产力对其自身的“记忆”程度也是较弱的。地上净初级生产力关于年降水量、生长季降水量和年均气温的残差与前一年相应观测记录的相关系数,均很小且不显著,与生长季平均气温的滞后作用相关系数虽然较大,但没有达到显著水平(表 4),说明前一年的主要气候因子对当年地上净初级生产力的“滞后作用”也是较弱的。

综上所述,海北高寒草甸生态系统地上净初级生产力或其残差的自相关程度均低于年降水量、年均气温和生长季平均气温的自相关程度,地上净初级生产力对其自身的“记忆”程度较弱,主要气候因子对地上净初级生产力的“滞后作用”也较弱。表明,天然高寒草甸生态系统的地上净初级生产力对降水和气温有相对较强的恢复能力。由于地上净初级生产力是高寒草甸生态系统最重要的生物状态变量,而年际和生长季的降水和气温波动又是引起初级生产力变化的最主要的驱动变量(周兴民等, 2001),所以天然高寒草甸生态系统具有较强的恢复能力。

高寒草甸生态系统海拔高、气温低,植物生长期只有 150 d 左右。年度地上净初级生产力主要受生长期间降水和气温的影响(李英年等, 1995;蒲继延等, 2005),因而全年总的降水和年均气温并不起决定性作用。与年降水量相比,降水的季节分配对净初级生产力的作用,具有同等重要性(周立和王祖望, 1991),气温也有类似作用。因此,年度地上净初级生产力与年降水量和年均气温的线性关系可能

不显著。对于干旱或半干旱地区,由于降水基本上都集中在植物生长期,并且植物总处于缺水状态,净初级生产力对降水的反应既快速又灵敏,它们之间可能表现出强烈的线性关系(常学礼和杨持, 2000; Potts *et al.*, 2006)。降水和气温的变化模式不仅会影响净初级生产力,而且会影响到植被组成、生物群落结构和土壤特性等(周兴民等, 2001)。植被组成、生物群落结构和土壤特性也是生态系统较为重要的状态变量,如果长期监测数据充分,再用上述方法度量这些状态变量的动态行为,能更精确地评价高寒草甸生态系统的恢复能力。

表 1 状态变量的自相关系数

Tab 1 Autocorrelation coefficients of state variables

观测时间(年份)	变量	$r_t$
1980—2005	地上净初级生产力	0.1705 <sup>ns</sup>
1957—2005	年降水量	0.3767 <sup>**</sup>
1957—2005	年均气温	0.5403 <sup>**</sup>
1957—2005	生长季降水量	0.1337 <sup>ns</sup>
1957—2005	生长季均气温	0.3653 <sup>*</sup>

ns为相关不显著, \*表示  $P < 0.05$ , \*\*表示  $P < 0.01$ 。下同。

表 2 地上净初级生产力关于降水量和气温的线性回归系数

Tab 2 Linear regression coefficients of aboveground net primary productivity on the precipitation and air temperature

观测时间(年份)	因变量	自变量	回归系数		显著性水平
			a	b	
1980—2005	地上净初级生产力	年降水量	377.48	-0.0297	ns
1980—2005	地上净初级生产力	年均气温	365.90	2.9920	ns
1980—2005	地上净初级生产力	生长季降水量	406.99	-0.1041	ns
1980—2005	地上净初级生产力	生长季均气温	178.48	25.0790	ns

表 3 残差自相关系数

Tab 3 Residual autocorrelation coefficient

观测时间(年份)	因变量	自变量	$r_e$
1980—2005	地上净初级生产力	年降水量	0.1714 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	年均气温	0.1603 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	生长季降水量	0.1743 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	生长季均气温	0.1707 <sup>ns</sup>

表 4 滞后作用自相关系数

Tab 4 Autocorrelation coefficient for the degree of hysteresis

观测时间(年份)	因变量	自变量	$r_p$
1980—2005	地上净初级生产力	年降水量	-0.00383 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	年均气温	-0.05978 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	生长季降水量	0.0067 <sup>ns</sup>
1980—2005	地上净初级生产力	生长季均气温	0.1861 <sup>ns</sup>

表 5 不同生态系统恢复能力的比较

Tab 5 Comparison of the resilience for different ecosystems

地点	观测时间 (年份)	变量	$r_y$	$r_c$	$r_p$	文献
海北	1957—2005	年降水量	0.3767			本研究
	1980—2005	净初级生产力	0.1705 <sup>ns</sup>	0.1714 <sup>ns</sup>	-0.0038 <sup>ns</sup>	
Midga	1963—1980	年降水量	-			Noy-Meir & Walker (1986)
	1963—1980	净初级生产力	-0.10 <sup>ns</sup>	0.29 <sup>ns</sup>	-0.31 <sup>ns</sup>	
Tuli	1964—1977	年降水量	-0.15 <sup>ns</sup>			Noy-Meir & Walker (1986)
	1964—1977	净初级生产力	-	-0.14 <sup>ns</sup>	-	
Matopos	1963—1977	年降水量	-0.11 <sup>ns</sup>			Noy-Meir & Walker (1986)
	1963—1977	净初级生产力	-	0.08 <sup>ns</sup>	-	
Towoomba	1949—1979	年降水量	0.06 <sup>ns</sup>			Noy-Meir & Walker (1986)
	1949—1979	净初级生产力	-	-0.14 <sup>ns</sup>	0.38	

#### 2.4 与其他草地生态系统恢复能力的比较

为了更深入地认识高寒草甸生态系统的恢复能力,将其与世界其他地区的天然草地生态系统恢复能力进行比较。比较材料取自 Noy-Meir 和 Walker (1986) 采用相似方法对以色列和南非 4 个自然生态系统的恢复能力研究结果。为了直观,将高寒草甸自然生态系统与这 4 个站自然生态系统的恢复能力度量结果见表 5。其中位于以色列境内的 Midga 是年均降水 250 mm 的半干旱草地。3 个南非草地分别为: Matopos 和 Towoomba 是年降水 605 和 614 mm 的亚湿润稀树草原,而 Tuli 是年降水量 425 mm 的半干旱稀树草原。这 4 个自然草地生态系统中, Matopos 的稳定性能最好,其余三者的稳定性能较差,净初级生产力对降水的灵敏度接近 1。而海北高寒草甸生态系统的稳定性能高于 Matopos,从而高于其余三者(周华坤等, 2006)。由表 5 可见, 4 个对照生态系统状态变量的自相关系数绝对值均较小,因而它们的初级生产力对降水都具有较强的恢复能力。若以净初级生产力对降水线性回归后残差的自相关系数  $r_c$  的绝对值大小为标准进行比较, Matopos 的恢复能力最强 ( $r_c = 0.08$ )。Tuli 和 Towoomba 次之 ( $|r_c| = 0.14$ ), 海北高寒草甸生态系统居中 ( $r_c = 0.17$ ), Midga 排在最后 ( $r_c = 0.29$ )。由于对照生态系统的度量数据不完全,不可能进行更多的比较。由以上可以看出,如以净初级生产力作为度量系统恢复能力的基本生物状态变量,以降水作为基本驱动变量,海北高寒草甸自然生态系统具有较强的恢复能力。

### 3 讨论

一个生态系统恢复能力和稳定性的高低,主要决定于该系统在其生命中所经历的气候波动程度。Watt (1968) 发现,在容易发生气候剧烈变化的环境中种群的波动范围很大(稳定性差),但有很高的吸收波动的能力(恢复能力强)。相反,在气候变化范围不大的环境中,种群的波动很小(稳定性强),但其吸收波动的能力也差(恢复能力弱)。事实上,系统的稳定性和恢复能力之间存在一种相互矛盾的关系,即稳定性强的系统恢复能力差,反之亦然(Walker, 2002)。在生态系统进化的过程中,系统的稳定性和恢复能力适应环境将逐渐地达到某种折中的平衡。周立等(1995)的研究表明,高寒草甸生态系统的气候环境,近 40 年来主要气候因子年降水和年均气温以 3~4 年的平均周期波动,并且幅度不大。该系统的初级生产力、主要动物种群也以同样的周期波动。尽管海北高寒草甸的气候随机波动有变干变暖的趋势(李英年等, 2004),但其运动行为有统计规律且较平稳。该系统有较高的稳定性能,其稳定形式类似于中性稳定环(周华坤等, 2006)。在青藏高原隆起的过程中气候曾发生剧烈的变化(郑度等, 2002),在这种环境中经过长期的适应进化过程所形成的高寒草甸生态系统,也应有稍强的恢复能力。在自然条件相对严酷的青藏高原,高寒草甸生态系统较高的稳定性和稍强的恢复能力恰好在相互矛盾的两者之间达到一个中等搭配的平衡。

许多相关实验研究(周兴民等, 2001; 李海英

等,2004)和理论分析(周立和王祖望,1991;周华坤等,2006)表明,海北高寒草甸自然生态系统在受到外界扰动后系统状态发生变化,一旦扰动消失,其自身有能力经过一系列自然演替阶段返回到原生植被状态,即有能力吸收变化和扰动去重复其自身,并持久地维持下去,这意味着该系统有较强的恢复能力。在海北站地区广为分布的矮嵩草草甸,是一种放牧演替偏途顶极植被类型(周兴民和吴珍兰,2006)。伴随着放牧强度和草地负载能力的变化,矮嵩草草甸的结构和功能也将发生变化。王根绪等(2005)对青藏公路和青藏铁路沿线高寒草地植被的研究也表明,高寒生态系统在不同程度受损后具有一定的自恢复能力。但是,这些高寒生态系统容易遭到扰动破坏,所需恢复时间较长,恢复速度慢,表现出系统的脆弱性(Zhou *et al*, 2005)。如果对处于退化状态的高寒草甸继续施加干扰,强化放牧,鼠虫害将持续加重,植被和土壤的退化进一步加剧,最终土壤旱化、有机质丧失,原有群落结构破坏,系统的变化超出了自身的恢复范围,系统崩溃,最终高寒草甸生态系统将为另一种更为脆弱的生态系统所替代。

目前,随着青藏高原的继续缓慢抬升和对全球气候异常变化的放大,高原气候将发生较大的变化,加上高寒草甸处于大面积退化之中(周华坤等,2005),脆弱的高原生态系统的恢复能力面临新的考验。高寒草甸生态系统既有缓慢恢复的可能性,也有系统崩溃的可能性。因此,科学利用草地资源,将放牧强度控制在致草地退化的范围内,保持高寒草甸的生态平衡,综合恢复治理受到不同程度干扰破坏的草地生态系统,才能保证高寒草甸生态系统的持续稳定发展。

## 参考文献

- 常学礼,杨 持. 2000. 科尔沁沙地降水量波动对草场植被组成和初级生产力影响的研究. *中国草地*, 22(3): 7-11, 16
- 杜金观,项静怡,戴伦华. 1990. 时间序列分析——建模与预报. 合肥:安徽教育出版社.
- 郭正刚,吴秉礼,王锁民,等. 2003. 白龙江上游地区森林植被恢复能力的分析. *西北植物学报*, 23(4): 537-543.
- 李海英,彭红春,王启基. 2004. 高寒矮嵩草草甸不同退化演替阶段植物群落地上生物量分析. *草业学报*, 13(5): 26-32
- 李英年,王启基,周兴民. 1995. 矮嵩草草甸地上生物量与气候因子的关系及其预报模式的建立 // 周兴民. 高寒草甸生态系统(第4集). 北京:科学出版社: 1-11.
- 李英年,赵新全,曹广民,等. 2004. 海北高寒草甸生态系统定位站气候、植被生产力背景分析. *高原气象*, 28(4): 558-567.
- 马世震,陈桂琛,彭 敏,等. 2004. 青藏公路取土场高寒草原植被的恢复进程. *中国环境科学*, 24(2): 188-191.
- 蒲继延,李英年,赵 亮,等. 2005. 矮嵩草草甸生物量季节动态及其与气候因子的关系. *草地学报*, 13(3): 238-241.
- 沈渭寿,张 慧,邹长新,等. 2004. 青藏铁路建设对沿线高寒生态系统的影响及恢复预测方法研究. *科学通报*, 49(9): 909-914.
- 孙儒泳. 2001. 动物生态学原理(第3版). 北京:北京师范大学出版社.
- 王葆芳,贾宝全,杨晓晖,等. 2002. 干旱区土地利用方式对沙漠化土地恢复能力的评价. *生态学报*, 22(12): 2030-2035.
- 王根绪,吴青柏,王一博,等. 2005. 青藏铁路工程对高寒草地生态系统的影响. *科技导报*, 23(1): 8-13.
- 杨 持,朱志梅,刘颖茹. 2003. 沙质草原沙漠化过程不同阶段稳定性与恢复性研究. *生态学报*, 23(12): 2545-2549.
- 喻理飞,朱守谦,叶镜中,等. 2000. 退化喀斯特森林自然恢复评价研究. *林业科学*, 36(6): 12-19.
- 赵新全,周华坤. 2005. 三江源区生态环境退化、恢复治理及其可持续发展. *中国科学院院刊*, 20(6): 471-476.
- 郑 度,林振耀,张雪芹. 2002. 青藏高原与全球环境变化研究进展. *地学前缘*, 9(1): 95-102.
- 周 立,王启基,周 琪. 1995. 高寒草甸生态系统非线性振荡行为周期性的研究 // 周兴民. 高寒草甸生态系统(第4集). 北京:科学出版社: 233-276.
- 周 立,王祖望. 1991. 高寒草甸生态系统研究的若干数学模拟模型. 北京:科学出版社.
- 周华坤,赵新全,周 立,等. 2005. 青藏高原高寒草甸的土壤退化与植被退化特征研究. *草业学报*, 14(3): 31-40.
- 周华坤,周 立,赵新全,等. 2006. 青藏高原高寒草甸生态系统稳定性研究. *科学通报*, 51(1): 63-69.
- 周兴民,王启基,赵新全. 2001. 中国嵩草草甸. 北京:科学出版社.
- 周兴民,吴珍兰. 2006. 中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站植被与植物检索表. 西宁:青海人民出版社.
- Connell JH, Sousa WP. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*, 121: 789-824.
- Folke C, Carpenter S, Walker B, *et al* 2004. Regime shifts,

- resilience, and biodiversity in ecosystem management *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **35**: 557-581.
- Gunderson LH. 2000. Ecological resilience: In theory and application *Annual Review of Ecology and Systematics*, **31**: 425-439.
- Harrison YA, Shackleton CM. 1999. Resilience of South African communal grazing lands after the removal of high grazing pressure *Land Degradation & Development*, **10**: 225-239.
- Hirst RA, Pywell RF, Marrs R, *et al* 2005. The resilience of calcareous and mesotrophic grasslands following disturbance *Journal of Applied Ecology*, **42**: 498-506
- Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**: 1-24.
- Mitchell RJ, Auld MHD, Le Duc MG, *et al* 2000. Ecosystem stability and resilience: A review of their relevance for the conservation management of lowland heaths *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **3**: 142-160.
- Noy-Meir I, Walker BH. 1986. Stability and resilience of rangelands// Joss PJ, Lynch PW, Williams OB, eds Rangelands: A Resource Under Siege. Proceedings of the Second International Rangelands Congress, Adelaide, Australia, May 1984. Canberra: Australian Academy of Science: 21-25.
- Potts DL, Huxman TE, Enquist BJ, *et al* 2006. Resilience and resistance of ecosystem functional response to a precipitation pulse in a semi-arid grassland *Journal of Ecology*, **94**: 23-30
- Walker BH, Langridge JL, McFarlane F. 1997. Resilience of an Australian savanna grassland to selective and non-selective perturbations *Austral Journal of Ecology*, **22**: 125-135.
- Walker BH. 2002. Ecological resilience in grazed rangelands: A generic case study// Gunderson LH, Pritchard L, eds Resilience and the behavior of large-scale systems Washington DC: Island Press: 83-194.
- Watt KEF. 1968. A computer approach to analysis of data on weather, population fluctuations, and disease// Lowry WP, ed Biometeorology, 1967 Biology Colloquium. Oregon: Oregon State University Press
- Whitford WG, Rapport DJ, Desoyza AG. 1999. Using resistance and resilience measurements for "fitness" tests in ecosystem health *Journal of Environmental Management*, **57**: 21-29.
- Zhao XQ, Zhou XM. 1999. Ecological basis of alpine meadow ecosystem management in Tibet: Haibei alpine meadow ecosystem research station *Ambio*, **28**: 642-647.
- Zhou HK, Zhao XQ, Tang YH, *et al* 2005. Alpine grassland degradation and its control in the source regions of Yangtze and Yellow Rivers, China *Grassland Science*, **51**: 191-203.

---

**作者简介** 周华坤,男,1974年生,副研究员。主要从事草地生态学和恢复生态学研究,发表论文 30 余篇。E-mail: qzhhk1974@yahoo.com.cn  
**责任编辑** 刘丽娟

---