

DOI: 10.13332/j.cnki.jbfu.2014.02.020

鞍子河自然保护区大熊猫取食对拐棍竹无性系种群更新的影响

金 琪¹ 王 强² 付 强³ 张智勇¹ 韩建伟¹ 李颖岳¹

(1 北京林业大学生物科学与技术学院, 林木育种国家工程实验室, 林木花卉遗传育种教育部重点实验室
2 内蒙古自治区林业监测规划院 3 四川省鞍子河自然保护区)

摘要:为研究大熊猫对拐棍竹的取食特性以及大熊猫取食对拐棍竹无性更新的影响,在四川省鞍子河自然保护区内大熊猫活跃地区的拐棍竹林内设立大熊猫取食样地、模拟取食样地以及对照样地,跟踪对比观测了3种样地处理后连续3年(2009—2011年)拐棍竹种群的无性更新动态。结果表明:1)大熊猫取食样地具有如下特征:大熊猫不取食直径小于7.5 mm的拐棍竹竿;取食的拐棍竹竿平均竹密度为(10.87±2.85)个/m²,断桩平均高度为(0.79±0.10) m;取食率为(22.20±3.15)%;取食点距离最近乔木(DBH>10 cm)平均距离为(0.67±0.29) m。2)2009—2011年,在没有大熊猫取食的条件下,拐棍竹的年补充率和年死亡率之间以及二者在不同年份之间都没有显著差异,维持着自身的动态平衡;大熊猫取食会造成拐棍竹死亡率的增加,但同时,取食也能够提高拐棍竹的年补充率,尤其是在大熊猫取食后的第2年,年补充率显著高于年死亡率($P=0.000$);大熊猫取食对拐棍竹的更新有着积极的促进作用,但这种促进更新的作用只维持在取食后的3年内,之后,拐棍竹会恢复原有更新速率。3)大熊猫取食不仅能够促进拐棍竹更新,并且新生竹竿基径与对照没有显著差异,大熊猫取食对竹林造成的干扰不会影响拐棍竹的后续利用;拐棍竹无性系种群对大熊猫的取食具有无性系整合的补偿效应。4)模拟样地在2009年补充率显著高于死亡率($P_{2009}=0.001$);而2010年和2011年,补充率与死亡率之间无显著差异($P_{2010}=0.928$; $P_{2011}=0.538$),与取食样地表现基本一致,能够促进拐棍竹无性更新。

关键词:拐棍竹; 大熊猫; 取食; 无性更新

中图分类号:S795 文献标志码:A 文章编号:1000-1522(2014)02-0102-06

JIN Qi¹; WANG Qiang²; FU Qiang³; ZHANG Zhi-yong¹; HAN Jian-wei¹; LI Ying-yue¹. **Effects of giant panda herbivory on the clonal population regeneration of *Fargesia robusta* in Anzihe Nature Reserve, Sichuan Province of southwestern China.** *Journal of Beijing Forestry University* (2014) **36** (2) 102-107 [Ch, 23 ref.]

- 1 National Engineering Laboratory for Tree Breeding, Key Laboratory of Genetics and Breeding in Forest Trees and Ornamental Plants of Ministry of Education, College of Biological Sciences and Biotechnology, Beijing Forestry University, 100083, P. R. China;
- 2 Forestry Monitoring of Inter Mongolia Autonomous Region Planning Institute, Hohhot, 010020, P. R. China;
- 3 Anzihe Nature Reserve, Chongzhou, Sichuan, 611239, P. R. China.

Characteristics of giant panda herbivory sites and clonal regeneration of a bamboo *Fargesia robusta* following giant panda grazing were studied in Anzihe Nature Reserve, Sichuan Province of southwestern China. Three types of plots were randomly selected in a panda's summer habitat in 2002: herbivory (naturally grazed by giant pandas), clipped (simulated panda herbivory), and control. Then, the clonal population regeneration dynamics was monitored and compared in following three years (from 2009 to 2011) in these three sites. The results demonstrated that: 1) the features of panda herbivory plot were as follows: pandas avoided eating thin bamboo culms with basal diameter <7.5 mm; the mean density of

收稿日期: 2013-04-25 修回日期: 2013-07-02
基金项目: 国家林业局大熊猫国际合作项目(SD0601)。
第一作者: 金琪。主要研究方向: 林木遗传育种。Email: jinqi105@google.com 地址: 100083 北京市清华东路35号北京林业大学生物科学与技术学院。
责任作者: 李颖岳, 博士, 副教授。主要研究方向: 林木遗传育种。Email: yingyueli@bjfu.edu.cn 地址: 同上。
本刊网址: <http://journal.bjfu.edu.cn>

gazed bamboo rod was (10.87 ± 2.85) individuals/ m^2 ; the mean height of gazed clumps was (0.79 ± 0.10) m; the rate of panda gazing was $(22.20 \pm 3.15)\%$; and the closest mean distance between the trees (DBH > 10 cm) near herbivory sites was (0.67 ± 0.29) m. 2) In 2009—2011, without panda gazing, there was no significant difference between the annual rates of recruitment and mortality and no significant differences between the rates in varied years either. The *F. robusta* population was keeping a dynamic balance. Herbivory increased can enhance the rate of mortality, however, it also stimulated the rate of recruitment at the same time. Especially, the annual rates of recruitment was significantly higher than the mortality rate ($P=0.000$) one year after herbivory. Panda herbivory can promote regeneration in first three years from feeding activity, and three years later, *F. robusta* will return to normal regeneration rate and maintain the dynamic balance. There was no significant difference between new living bamboos after panda herbivory and controls. The interference of panda herbivory to bamboo forest will not affect the future usage of bamboos. Clonal population has compensatory effect on panda herbivory. 4) In the clipped plot, the rate of recruitment was significantly higher than that of mortality ($P_{2009}=0.001$) in 2009; but no significant difference between them was observed in 2010 and 2011 ($P_{2010}=0.928$; $P_{2011}=0.538$), which was in consistent with the clonal population dynamics in the herbivory plot. This suggests that manual simulation can effectively mimic natural panda herbivory and promote the clonal regeneration.

Key words *Fargesia robusta*; giant panda (*Ailuropodida melanoleuca*); herbivory; clonal regeneration

野生大熊猫 (*Ailuropodida melanoleuca*) 的主食竹林不仅是其主要栖息场所,也是其摄取营养物质的主要来源,野生大熊猫的食物 99% 以上是竹类^[1-2]。无性更新是竹子的重要繁殖更新方式,竹子的无性更新和生长直接关系到大熊猫的生存,对大熊猫的保护具有重要意义。同样,大熊猫的取食行为对竹子的更新和生长会产生直接的影响。大量文献表明,动物取食会影响植物的种群结构,从而影响植物的无性更新^[3-4]。大熊猫取食竹子会造成植株死亡,增加死亡率;但同时,竹子种群密度降低,增加光照,利于无性更新和生长。而且,大熊猫取食过程中在取食点遗留的粪便、尿液等排泄物具有施肥作用,能够促进植物生长^[5]。光照和养分是改变无性更新动态的重要因子^[6-8]。因此,这些因素的改变有可能造成“肥料效应”而促进大熊猫主食竹的无性更新。

近年来,越来越多的研究表明,人为或自然影响对大熊猫主食竹无性更新有一定程度的促进作用。吴燕等^[9]研究表明,人工间伐能够促使巴山木竹 (*Bashania fargesii*) 竹笋和当年生竹数量增加,有利于大熊猫取食。汶川地震后,研究发现强度和中度的地震干扰能够促进拐棍竹 (*Fargesia robusta*) 竹笋的大量萌发,强度干扰下拐棍竹的基径和株高都显著小于中度和轻度干扰,而中度干扰样方的基径与轻度干扰差异不显著^[10]。周世强等^[11]研究了人为砍伐和野化培训大熊猫的取食对拐棍竹无性更新的影响,认为拐棍竹无性系种群对大熊猫取食和人为砍伐具有无

性系生理整合的补偿效应。但是,Wang 等^[12]在佛坪自然保护区的研究结果表明,野生大熊猫的取食对秦岭箭竹 (*Fargesia qinlingensis*) 的无性更新具有负面影响而未表现出无性系整合的补偿效应。

拐棍竹为多年生,一次性开花枯死,又从种子进行繁殖更新的无性系禾本科竹亚科箭竹属植物。拐棍竹从种子繁殖到开花结实需经数十年时间,这期间它主要通过抽发竹笋以无性繁殖方式扩大种群数量^[13-15]。拐棍竹主要分布在岷山山系的都江堰、彭州、绵竹、什邡、茂县和邛崃山系的卧龙、汶川、理县、崇州、大邑、芦山等县(市),见于海拔 1 200 ~ 2 800 m 的林下或者独立成片^[16]。拐棍竹是所在分布区域野生大熊猫冬季取食的主要竹种,也是大熊猫季节性垂直迁徙的机制所在^[17-18]。

本研究通过设置固定样方,调查邛崃山系鞍子河自然保护区拐棍竹林中大熊猫取食点特征,并在大熊猫取食样方、模拟大熊猫取食样方和对照样方内调查测定处理后拐棍竹无性更新动态变化,目的在于研究野生大熊猫取食对拐棍竹无性更新的影响,为拐棍竹无性更新特性和受干扰后的响应机制研究提供依据,进一步为大熊猫栖息地保护管理以及大熊猫的保护工作提供参考。

1 研究区概况

本研究地点为四川省鞍子河自然保护区内,保护区位于四川省崇州市境内,地处邛崃山系东南支脉龙门山中段的东缘,盆地西缘峡谷地带,崇州市的

西北边境。地理坐标为 103°07′ ~ 103°17′ E, 30°45′ ~ 30°51′ N。境内最高海拔 3 868 m, 最低海拔 1 638 m, 一般山体相对高差多在 800 ~ 1 200 m 之间, 但山体上部有不少平缓台地, 为大熊猫经常活动地带。

保护区气候为中亚热带湿润季风气候区, 山地气候类型, 雨量充沛, 雨期长, 云雾多, 日照少, 湿度大, 风速小, 年平均气温 12.3℃。1 月最低气温 -8℃, 平均温 5℃; 7 月最高气温 32.7℃, 平均温 25 ~ 28℃。年平均相对湿度为 86%, 年平均日照 641.6 h, 无霜期 200 ~ 230 d。气候特点适宜大熊猫可食竹类生长。保护区内主要的大熊猫主食竹种为拐棍竹、冷箭竹 (*Bashania fabri*) 和白夹竹 (*Phyllostachys nianiana*) 等。

2 研究方法

2.1 设置样方

2009 年 3 月底在鞍子河自然保护区内大熊猫活跃区域, 海拔高度为 1 700 ~ 2 100 m 的拐棍竹林内, 选取 10 个野生大熊猫的 2008 年冬季取食样点。保证任意两个取食点之间的距离相距 50 m 以上。所有取食点用样绳围成椭圆形的样方, 测量每个样方的长半径和短半径并计算样方的面积。在取食样方附近设立两个面积大小、形状和竹密度与取食样方相似的样方, 即人工模拟样方和空白对照样方。另外, 在包含每个取食点的地块上设置 100 m² 的大样方, 用于统计大熊猫取食环境的特征值。

2.2 试验设计和数据收集

在各取食样方内统计拐棍竹的竹竿数量并测量

所有竿基径和高度; 测量取食点距离乔木 (DBH > 10 cm) 最近距离, 取食点上方的郁闭度、竹盖度、草本盖度及样方内的草本优势种、竿密度等。在模拟样方内, 利用枝剪人工剪切成与取食样方内相同断桩高度来模拟取食样方内的特征量。2009—2011 年连续 3 年进行调查, 在各个样方内调查竹子的种群数量、生长发育指数等。计算 3 种处理样方中拐棍竹的年补充率 (recruitment) 和年死亡率 (mortality)。补充率是指生长季节初期所发新笋的数量占全部竹子总数的百分比, 死亡率是指 1 年的生长周期中死亡的竹子数量占全部竹子总数的百分比^[10,19]。

2.3 数据处理

采用 Excel 2007 录入和整理数据并绘图, 用 SPSS17.0 (Statistical Package for the Social Science) 统计软件进行数据统计分析, 对不同处理方式和不同年份之间拐棍竹的年补充率和年死亡率以及新生竹基径等数据进行方差分析 (ANOVA) 和多重比较 (全部采用 LSD 法), 显著性水平设置为 0.05。

3 结果与分析

3.1 取食点的特征值

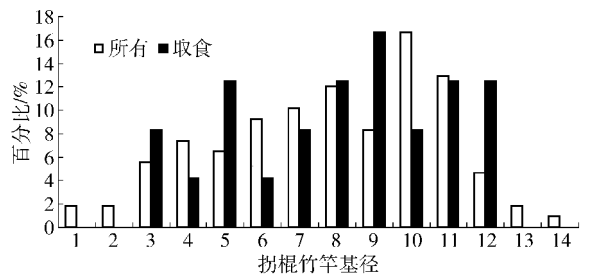
取食点的特征量有样方面积以及测定的所有拐棍竹竿基径、高度和数量、最大竿高度、乔木 (DBH > 10 cm) 最近距离、取食点上方的郁闭度、竹盖度、草本盖度及样方内的草本优势种、竿密度、取食后竿断桩高度。具体数值见表 1。

表 1 鞍子河自然保护区大熊猫取食特征值
Tab. 1 Characteristics of giant panda herbivory sites in Anzihe Nature Reserve

编号	取食样方面 积/m ²	乔木 (DBH > 10 cm) 距离/m	郁闭度	最大竿高/ m	竹盖度/ %	草本盖度/ %	竿密度/ (个·m ⁻²)	平均断桩 高度/m	大样方内 乔木个数	优势 草本
1	2.17	0.65	0.80	6.21	75	20	15.67	0.70	18	蕨类
2	2.38	0.36	0.30	6.20	65	12	9.66	0.64	11	蕨类
3	1.79	1.15	0.85	6.25	70	13	6.71	0.84	20	蕨类
4	2.14	0.48	0.83	5.25	55	42	7.48	0.93	17	蕨类
5	2.14	0.67	0.60	6.37	50	30	9.35	0.73	6	蕨类
6	2.89	0.46	0.40	5.80	75	22	14.87	0.82	13	蕨类
7	3.11	0.34	0.65	6.10	70	35	11.90	0.78	9	蕨类
8	3.45	1.12	0.70	6.25	65	18	11.01	0.90	15	蕨类
9	3.62	0.83	0.50	5.98	60	30	10.50	0.92	8	蕨类
10	3.24	0.61	0.68	6.12	70	15	11.56	0.68	22	蕨类
<i>M</i> ± <i>SD</i>	2.69 ±	0.67 ±	0.63 ±	6.05 ±	65.50 ±	23.70 ±	10.87 ±	0.79 ±	13.90 ±	
	0.64	0.29	0.18	0.32	8.31	10.10	2.85	0.10	5.38	

由表1可看出,野生大熊猫对拐棍竹取食点有如下特征:大样方内乔木(DBH>10 cm)密度为(1 390±538)个/hm²;平均最大竿高为(6.05±0.32)m;平均样方面积为(2.69±0.64)m²;离样方最近的乔木(DBH>10 cm)的距离为(0.67±0.29)m;10个样方中的8个郁闭度≥0.50;平均竹盖度为(65.50±8.31)%,其中8个样方≥60%;平均草本盖度为(23.70±10.10)%,其中的8个样方≤30%;优势草本种为蕨类植物。

取食样方内所有竿基径和大熊猫取食竿基径的分布状况见图1。取食样方内,竿基径范围为5.73~24.95 mm,而大熊猫仅取食直径大于7.5 mm的竹竿,其取食的竹竿基径范围为7.76~22.28 mm,基径平均值为(16.02±4.31)mm。大熊猫对拐棍竹的取食率,即被取食拐棍竹占样方内所有拐棍竹的比率为(22.20±3.15)%。



竹竿的基径以1.50 mm为间距划分,1表示≤6.00 mm,2表示6.01~7.50 mm,3表示7.51~9.00 mm,以此类推。

图1 取食样方内所有拐棍竹竿基径和大熊猫取食竹竿基径的分布状况

Fig. 1 Basal diameter distribution of all culms and giant gazed culms for *F. robusta* in gazing quadrats

3.2 不同处理拐棍竹各个年度更新动态

3种处理拐棍竹各个年份补充率和死亡率情况见图2。其中,对对照样地不同年份之间补充率($n=10, F=1.311, P=0.286$)和死亡率($n=10, F=0.307, P=0.738$)无显著差异(图2A)。同样,2009—2011年连续3年内,每年对对照样地的年补充率和年死亡率之间无显著差异($n=10, F_{2009}=$

3.419, $P_{2009}=0.081$; $F_{2010}=1.918, P_{2010}=0.183$; $F_{2011}=0.377, P_{2011}=0.547$);也就是说,在2009—2011年,在没有大熊猫取食条件下,拐棍竹的年补充率和年死亡率之间以及二者在不同年份之间都没有显著差异,维持着自身的动态平衡。

取食样地在2009年,拐棍竹补充率显著大于死亡率($n=10, F_{2009}=36.126, P_{2009}=0.000$),2010年和2011年,补充率与死亡率之间无显著差异($n=10, F_{2010}=2.263, P_{2010}=0.150$; $F_{2011}=0.021, P_{2011}=0.887$),结果见图2B。即大熊猫取食后第2年,拐棍竹的年补充率极显著增加。这说明大熊猫的取食虽然会造成一定比例的拐棍竹死亡,但同时也能够促进拐棍竹的更新,而且促进更新的效果显著强于造成竹子死亡的结果。

模拟样地与取食样地情况相似,2009年,拐棍竹补充率显著大于死亡率($n=10, F_{2009}=17.738, P_{2009}=0.001$),而2010年和2011年,补充率与死亡率之间无显著差异($n=10, F_{2010}=0.009, P_{2010}=0.928$; $F_{2011}=0.395, P_{2011}=0.538$),结果见图2C。这说明模拟大熊猫取食的人工剪切能够达到同大熊猫取食类似的效果,促进拐棍竹的更新。

3.3 不同处理同一年份拐棍竹更新差异

3种处理拐棍竹更新同年度相比较结果见图3。2009年,补充率和死亡率在3种处理之间具有显著差异($F_{补}=19.605, P_{补}=0.000$; $F_{死}=3.683, P_{死}=0.039$),进一步多重比较表明,补充率在取食样地和模拟样地之间差异不显著($P=0.065$),二者与对对照样地之间差异均显著($P=0.000$);死亡率仅在取食样地和对照样地之间差异显著($P=0.012$),其他均不显著,结果见图3A。这进一步说明,大熊猫取食或模拟取食能够显著促进第2年拐棍竹的新笋生长,但同时,大熊猫取食会造成拐棍竹死亡率的显著增加。

2010年,拐棍竹补充率和死亡率在3种处理之间差异显著($F_{补}=13.168, P_{补}=0.000$; $F_{死}=8.315, P_{死}=0.002$),多重比较结果表明,取食样地的年补

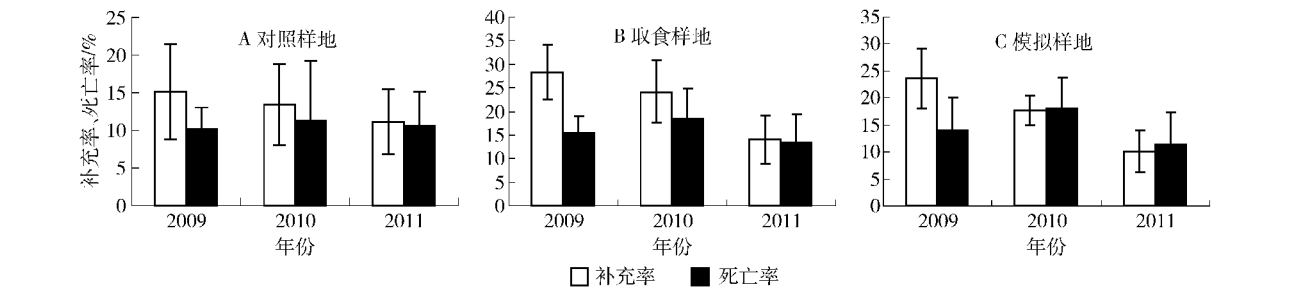


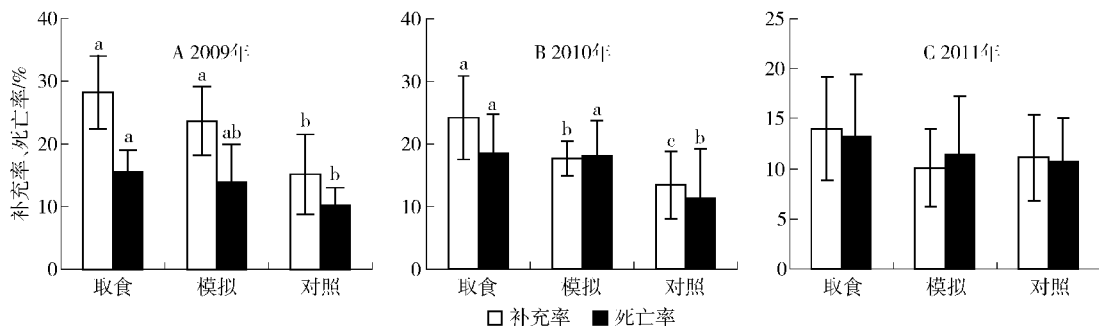
图2 连续3年拐棍竹的对照样地(A)、取食样地(B)、模拟样地(C)的补充率和死亡率

Fig. 2 Recruitment rate and mortality of *F. robusta* in control plots (A), herbivory plots (B) and clipped plots (C) in 2009—2011

充率显著大于模拟样地 ($P = 0.020$) 和对照样地 ($P = 0.000$), 且模拟样地的补充率显著大于对照样地 ($P = 0.013$); 取食样地与模拟样地死亡率差异不显著 ($P = 0.743$), 二者与对照差异均显著 ($P = 0.001, P = 0.002$), 结果见图 3B。这表明, 在大熊猫取食和模拟取食后的第 3 年, 仍然表现出显著促进新笋生长的作用, 并且, 大熊猫取食对新笋生长的促

进作用显著强于模拟取食; 但同时, 二者所造成的死亡率也显著增加。

2011 年, 拐棍竹补充率和死亡率在 3 种处理之间差异均不显著 ($F_{\text{补}} = 1.791, P_{\text{补}} = 0.186; F_{\text{死}} = 1.355, P_{\text{死}} = 0.275$), 结果见图 3C。取食和模拟取食后的第 4 年, 二者的干扰作用基本消失, 拐棍竹的生长又恢复原有状况, 维持自身的动态平衡。



不同处理方式的补充率上有不同小写字母表示 0.05 水平差异显著。

图 3 不同处理方式下拐棍竹 2009 年 (A)、2010 年 (B)、2011 年 (C) 的补充率和死亡率

Fig. 3 Recruitment rate and mortality of *F. robusta* in 2009 (A), 2010 (B) and 2011 (C) under varied treatments

3.4 不同处理新生竹基径对比

连续 3 年内拐棍竹新生竹笋基径在 3 种处理样方之间差异不显著 ($F = 0.674, P = 0.519$) (见图 4), 也就是说, 大熊猫取食或者模拟取食后, 新生竹笋基径与对照之间无显著差异, 仍然能够满足大熊猫取食需求。

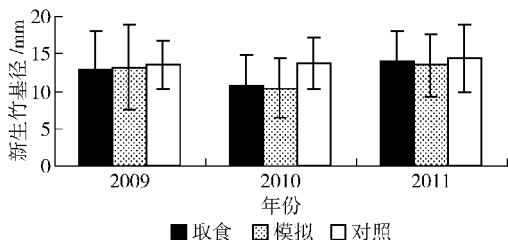


图 4 不同处理方式下拐棍竹 2009—2011 年新生竹基径

Fig. 4 Basal diameters of new living *F. robusta* in 2009—2011 under different treatments

4 结论与讨论

1) 大熊猫取食样地具有如下特征: 大熊猫不取食直径小于 7.5 mm 的拐棍竹笋; 取食的拐棍竹笋平均竹密度为 (10.87 ± 2.85) 个/ m^2 , 断桩平均高度为 (0.79 ± 0.10) m; 取食率为 $(22.20 \pm 3.15)\%$; 取食点离高大乔木较为接近, 距离最近乔木 (DBH > 10 cm) 平均距离为 (0.67 ± 0.29) m。周世强等^[20]在对野化培训大熊猫取食拐棍竹的研究中发现, 其一般取食基径大于 12 mm 以上的竹笋, 对基径很小的竹笋不喜欢或拒绝利用。这与本研究结论相似, 但是本研究中发现野生大熊猫对拐棍竹基径的选择

范围更为宽泛, 这也许是因为野化培训大熊猫较野生大熊猫有更多的食物可供选择。研究普遍认为大熊猫会避免食用小径级竹^[21-22], 这很可能是由于小径级竹在取食过程中难以抓握^[10]。Wang 等^[12]在研究中发现野生大熊猫对秦岭箭竹的取食率为 19.37%, 与本研究结论类似。但对野化培训大熊猫的研究中发现其对野化培训圈内拐棍竹的取食率可达 67.07%^[18]。这主要是因为野化培训大熊猫没有季节性迁移且野化培训圈面积有限, 不能反映野生大熊猫的真实取食状态。此外, 前人的相关研究也发现大熊猫取食点往往位于高大乔木附近^[5,10]。雍严格^[23]认为大熊猫取食时会刻意选择附近有高大乔木的取食点用以逃避人类或其他动物的威胁。

2) 野生大熊猫的取食对拐棍竹的更新有着积极的促进作用。大熊猫取食虽然会造成拐棍竹死亡率的增加, 但同时, 取食也能够提高拐棍竹的年补充率, 尤其是在大熊猫取食后的第 2 年, 年补充率显著大于年死亡率。这是因为, 野外大熊猫取食时, 会有选择地利用主食竹林, 本研究中, 取食率为 $(22.20 \pm 3.15)\%$, 因而不会对竹林造成大面积的破坏。在其他的相关研究中, 取食率更低^[10,17]。这种取食策略在客观上, 不仅利于大熊猫自身的取食和种群生存, 也能够促进拐棍竹的更新生长和可持续利用。

3) 野生大熊猫取食对拐棍竹种更新的促进作用只维持在取食后的 3 年内, 之后, 拐棍竹会恢复原有生长状态, 维持自身的动态平衡。但周世强等^[11]在对拐棍竹更新的相关研究中发现, 野化培训大熊

猫取食后对拐棍竹更新的促进作用具有持续性,能够维持研究所持续的4~5年。这种差异主要基于两方面原因:一方面,本研究是以野生大熊猫取食利用的拐棍竹林为研究材料,大熊猫对竹子的取食利用率远远低于在野化培训圈内进行相关研究的结果,这种条件下,大熊猫取食对拐棍竹的干扰作用相对较小;另一方面,本研究中所有的大熊猫取食样地均是2008年冬季取食后再无大熊猫或者人为等其他干扰,而野化培训圈内的竹林,不可避免地被反复取食利用。

4)大熊猫取食不仅能够促进拐棍竹更新,并且新生竹竿基径与对照没有显著差异,大熊猫的取食对竹林造成的干扰不会影响拐棍竹的后续利用。拐棍竹无性系种群对大熊猫的取食具有无性系整合的补偿效应。但是,如果取食竹林面积有限,迫使大熊猫提高对竹林的利用率,必然造成取食干扰强度增加,有可能造成新生竹质量下降;另外,如果可取食竹林面积有限也会增加大熊猫在不同年份对同一片主食竹林反复取食的概率,这必然造成取食干扰的持续性,有可能造成新生竹品质下降,无法达到大熊猫取食标准而无法进行后续利用。本研究过程中也观测到,被大熊猫连续取食的拐棍竹取食点,无性系种群死亡率高且新生竹明显较细。

5)本研究中所设置的模拟样地在2009年补充率显著大于死亡率;而2010年和2011年,补充率与死亡率之间无显著差异,与取食样地表现一致,能够促进拐棍竹无性更新。因此可以初步认为,在今后的类似研究中可以利用人工处理模拟大熊猫取食的样方替代大熊猫取食样方。本研究力图利用野生大熊猫取食点,跟踪调查、对比研究大熊猫取食对拐棍竹无性更新的影响。研究过程中深刻感受到在野外条件下寻找符合试验设计的大熊猫取食点十分不易。如果进一步研究证实利用人工模拟的方法能够应用于主食竹无性更新的研究,将极大地方便今后的相关工作,为制订进一步揭示大熊猫取食对主食竹更新动态规律的策略提供可行的方法。

参 考 文 献

[1] LIU X. Mapping and modeling the habitat of giant pandas in Foping Nature Reserve, China [D]. Enschede: Wageningen University,2001.

[2] LONG Y, LU Z, WANG D, et al. Nutritional strategy of giant pandas in the Qinling Mountains of China[M]//LINDBUGER D, BARAGONA K. Giant pandas: biology and conservation. London: University of California Press,2004:90-100.

[3] GOUGH L, GOLDBERG D E, HERSHOCK C, et al. Investigating the community consequences of competition among clonal plants [J]. Evolutionary Ecology, 2001, 15 (4 - 6) : 547 - 563.

[4] TOLVANEN A, SCHRODERUS J, HENRY G H R. Age-and stage-based bud demography of *Salix arctica* under contrasting muskox grazing pressure in the High Arctic [J]. Evolutionary Ecology, 2001, 15 (4 - 6) : 443 - 462.

[5] WEI F, FENG Z, WANG Z, et al. Habitat use and separation between the giant panda and the red panda [J]. Journal of Mammalogy, 2000, 81 (2) : 448 - 455.

[6] REID D G, TAYLOR A H, HU J, et al. Environmental influences on bamboo *Basha fangiana* growth and implications for giant panda conservation [J]. J Appl Ecol, 1991, 28 : 855 - 868.

[7] TAYLOR A H, REID D G, ZISHENG Q, et al. Spatial patterns and environmental associates of bamboo (*Bashania fangiana* Yi) after mass-flowering in southwestern China [J]. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 1991, 118 : 247 - 254.

[8] PETERSON C J, SQUIERS E R. Competition and succession in an aspen-white-pine forest [J]. Journal of Ecology, 1995, 83 : 125 - 128.

[9] 吴燕, 何祥博, 刘雪华. 陕西佛坪自然保护区大熊猫主食竹巴山木竹林间伐后的质量状况分析 [J]. 林业调查规划, 2008, 33 (5) : 63 - 70.

[10] 廖丽欢, 徐雨, 冉江洪, 等. 汶川地震对大熊猫主食竹——拐棍竹竹笋生长发育的影响 [J]. 生态学报, 2012, 32 (10) : 3001 - 3009.

[11] 周世强, 黄金燕, 张亚辉, 等. 野化培训大熊猫采食和人为砍伐对拐棍竹无性系种群更新的影响 [J]. 生态学报, 2009, 29 (9) : 4804 - 4814.

[12] WANG W, FRANKLIN S B, OUELLETTE J R. Clonal regeneration of an arrow bamboo, *Fargesia qinlingensis*, following giant panda herbivory [J]. Plant Ecology, 2007, 192 (1) : 97 - 106.

[13] 蔡绪慎, 黄金燕. 拐棍竹种群动态的初步研究 [J]. 竹子研究汇刊, 1992, 11 (3) : 54 - 64.

[14] 易同培. 四川竹类植物志 [M]. 北京: 中国林业出版社, 1997.

[15] 中国珍, 李俊清, 任艳林, 等. 大熊猫适宜栖息地恢复指标研究 [J]. 北京林业大学学报, 2002, 24 (4) : 1 - 5.

[16] 国家林业局. 全国第三次大熊猫调查报告 [M]. 北京: 科学出版社, 2006.

[17] 胡锦涛. 大熊猫研究 [M]. 上海: 上海科技教育出版社, 2001 : 63 - 117.

[18] LIU X, SKIDMORE A K, WANG T, et al. Giant panda movements in Foping Nature Reserve, China [J]. The Journal of Wildlife Management, 2002, 66 (4) : 1179 - 1188.

[19] TAYLOR A H, ZISHENG Q. Culm dynamics and dry matter production of bamboos in the Wolong and Tangjiahe giant panda reserves, Sichuan, China [J]. Journal of Applied Ecology, 1987, 43 : 87 - 108.

[20] 周世强, 黄金燕, 李伟, 等. 野化培训大熊猫的食性及其对拐棍竹的选择利用 [J]. 四川动物, 2006, 25 (1) : 76 - 80.

[21] SCHALLER G B, HU J, PAN W, et al. The giant pandas of Wolong [M]. Chicago: University of Chicago Press, 1985.

[22] REID D G, HU J. Giant panda selection between *Basha fangiana* bamboo habitats in Wolong Reserve, China [J]. Appl Ecol, 1991, 28 : 228 - 243.

[23] 雍严格. 佛坪大熊猫的初步观察 [R]. 佛坪: 佛坪自然保护区管理局, 1989.