

大兴安岭北坡火后紫貂冬季生境适宜性与景观格局的恢复

解伏菊^{①②} 肖笃宁^① 李秀珍^{①*} 胡远满^① 史宝东^{①②}

(^①中国科学院沈阳应用生态研究所 沈阳 110016; ^②中国科学院研究生院 北京 100049)

摘要 :由自然和人为原因引起的生境丧失与生境破碎化已严重影响到野生动物的生存。大兴安岭北坡是国家一级保护动物紫貂 (*Martes zibellina*) 的主要分布区,1987年发生在这里的特大森林火灾造成了森林景观的严重破碎化,紫貂的生存面临极大的威胁。本文的研究目的是为了确定火灾13年后,紫貂冬季生境的恢复程度。首先根据紫貂对冬季生境的喜好,选取对其生存影响较大的生态因子,结合数字化林相图,利用地理信息系统软件 ArcGIS 编制火烧前后的生境适宜性类型图。然后选取相关的景观格局指标,对火烧前后的生境格局进行对比分析。结果显示,尽管火后采取了一系列的森林恢复措施,但紫貂冬季适宜生境仍有大幅度减少,特别是中等适宜生境类型减少最为明显。适宜生境破碎化加剧,隔离度增加。适宜生境斑块的形状趋于简单,软边界比重有所增加。以上结果表明,与火前相比,紫貂生境明显恶化,需要较长的时间恢复。

关键词 :生境适宜性;生境丧失;生境破碎化;边缘效应;生境恢复

中图分类号:Q958 文献标识码:A 文章编号:0250-3263(2006)01-60-09

Research on Post-fire Restoration of Sable's Habitat Suitability and Landscape Pattern in the Northern Greater Hing'an Mountains

XIE Fu-Ju^{①②} XIAO Du-Ning^① LI Xiu-Zhen^① HU Yuan-Man^① SHI Bao-Dong^{①②}

(^①Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016;

^②Graduated School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract :Habitat loss and fragmentation have been associated with the population decrease of endangered species. A catastrophic fire took place in the northern Greater Hing'an Mountains where the main habitat of Sables (*Martes zibellina*) is located in China in 1987. That fire aggravated the loss and fragmentation of the forest landscape inevitably. Due to restricted distribution and low population density, sable has been listed as the national first grade protected species in China. The objective of this paper was to identify to what extent the habitat of sables was restored 13 years later after fire. Based on the behavior data and forest inventory data, suitability habitat maps in winter were derived and habitat structure was analyzed with selected landscape indices. The results showed that compared to the pre-fire situation, although forest cover had mostly restored in 2000, the area of suitable habitat reduced greatly, especially that of the moderately suitable habitat. Fragmentation was aggravated, with suitable patches more isolated. Patch shape became simpler, and the percentage of soft boundaries increased. The results above indicated that the suitable habitat has deteriorated, and much more time is needed for the restoration.

Key words :Habitat suitability; Habitat loss; Fragmentation; Edge effect; Habitat restoration

基金项目 国家自然科学基金资助项目(No. 30270225 A0331008),中国科学院知识创新科学基金(KSCXZ-SW-133);

* 通讯作者, E-mail: landscape2001@sina.com;

第一作者介绍 解伏菊,女,博士研究生,高级讲师,主要从事景观生态学、地理信息系统应用等方面的研究, E-mail: xfjshsj@163.com.

收稿日期:2005-07-17,修回日期:2005-11-20

生境破碎化是指在自然因子(火、风倒等)和人为活动(土地利用强度的增加、范围的扩大等)的干扰下,大块连续分布的自然生境,被其他不适宜生境分隔成许多面积较小的生境斑块的过程^[1-4]。早期生境破碎化被认为主要表现在 3 个方面:原始生境面积减少、生境斑块大小降低以及生境斑块之间隔离度增加^[5]。近年来,更多生态学家倾向于将生境丧失与生境空间格局的改变分开,把生境破碎化的概念用于特指生境格局的改变^[6-8]。生境破碎化引起斑块边缘非生物环境(如光照、温度和湿度)和生物环境的剧烈变化,从而导致了边缘效应^[9-11]。而边缘效应的出现进一步缩小了生境核心区的面积并可能加速外来种的入侵。对于动物生境来说,边缘效应取决于边界的形状与边界两侧斑块的对比度^[12]。因此,对原始生境丧失、生境破碎化以及边缘效应的探讨是揭示生物多样性减少和物种分布改变的关键。

1987 年发生在大兴安岭北坡的特大森林火灾,不仅烧毁了 $1.33 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 的森林,也形成了由不同火烧强度区和岛状未过火区组成的异质镶嵌体^[13]。这不可避免地带来了生物尤其是珍稀野生生物原始生境的丧失与破碎化,从而威胁到它们的生存与分布。自火灾发生以来,森林景观恢复一直是研究的热点^[13,14-18]。然而,对野生动物生境恢复的关注却一直很少^[19]。紫貂 (*Martes zibellina*) 是分布于本地区的一种珍稀野生动物,以落叶松 (*Larix gmelinii*)、樟子松 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) 等针叶树种分布区为主要栖息地,主要以鸟类、小型哺乳类动物、植物种子、浆果和蘑菇等为食。胆小易惊,对针叶林依赖性很强。由于其数量急剧减少,分布密度低,已被列为国家一级保护动物。紫貂对环境变化较为敏感,尤其是林火对其影响较大,是研究生境变化的理想动物^[20]。另外,较为详实的前人实地调查资料也为本研究提供了有力的研究条件^[21]。本研究的主要目的是确定火后 13 年与火前相比紫貂生境的恢复程度。首先,本区冬季时间长,气候寒冷,对紫貂生存具有较强的制约作用,因而,选择冬季生境

进行研究。将从文献中提取的紫貂冬季生境因子进行适宜性评价,并结合森林资源调查资料,借助于 ArcGIS 地理信息系统平台,得到冬季紫貂生境适宜类型图,然后选取描述生境丧失、生境破碎化以及生境边界变化的景观指标,分析火烧前后冬季紫貂生境格局的变化以及对紫貂分布的影响。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

本研究选取大兴安岭北坡图强林业局中部的育英和奋斗林场作为研究区。该区位于 $122^{\circ}18'05'' \sim 123^{\circ}29'00''\text{E}$, $52^{\circ}15'55'' \sim 53^{\circ}33'40''\text{N}$ 。地形以起伏和缓的中山丘陵为主,山顶浑圆,沟谷宽阔,平均海拔为 500 m;属于寒温带大陆性气候,冬季严寒漫长,夏季炎热短暂,雨热同期。本区的森林属寒温带森林,主要树种有兴安落叶松、樟子松、白桦 (*Betula platyphylla*)、其次为云杉 (*Picea koraiensis*)、山杨 (*Populus davidiana*) 等。过火面积约 $1.2 \times 10^5 \text{ hm}^2$,占本区总面积的 87.5%。因而,选择本区作为研究区可以较全面地反映火烧前后紫貂生境的变化。

1.2 研究方法

1.2.1 编制生境适宜性类型图

首先,根据已有的野外调查资料选取对紫貂营巢、取食、安全等生存需要影响较大的坡位、林型、林龄以及郁闭度 4 个环境因子。依据紫貂的选择喜好分别对 4 个因子进行分级,并进行重要性模糊赋值(表 1)^[21]。在几种生态因子中,如果有一种不适宜于紫貂生存,那么尽管这个地区其他的因子均适合,但总体来说是不适宜其生存的。因此本研究选取陈利顶等(1999)的景观连接度模型对生境的适宜性进行评价^[22]。表达式如下:

$$S_j = \prod_{i=1}^n S_i$$

其中, S_j 表示不同单元的景观连接度水平,即各生态因子重要性值的乘积; n 表示所选取的生态因子的数量,这里是 4; S_i 表示各生态因子对紫貂生境选择影响的重要性赋值。 S_j 值介于 0~1 之间。依据 S_j 值的差异,将紫貂

生境分为 6 个等级(表 2)。为了更全面地研究火烧前后紫貂生境结构的变化,本研究除了表 2 划分的六类生境类型外,另将勉强适宜、中等适宜、适宜以及最适宜归为适宜生境类型,将不适宜与基本不适宜归为不适宜生境,分别从粗、细两个分类体系下进行研究。

在地理信息系统软件(ArcGIS)的支持下,将数字化林相图以及地形图上的信息进行叠加、计算与分析,分别得到火烧前后(1987 与 2000 年)两个分类体系下的紫貂生境适宜性类型分布图(图 1~4)。

表 1 生境适宜性评价中生态因子的重要性赋值

Table 1 Suitable habitat factors value

影响因子 Influencing factors	最适宜 Most suitable	次适宜 Secondly suitable	勉强适宜 Less suitable	不适宜 Unsuitable
坡位 Slope position	中、下坡位 Middle and lower slope position	上坡位 Upper slope position	岭脊 Top hill	谷 Valley
林型 Forest type	针叶林 Coniferous forest	针阔叶混交林 Mixed forest	阔叶林 Broad-leaved forest	无林地 Non-stacked forest
林龄(年) Forest age (Year)	≥ 100	80 ~ 100(包括 80) (Including 80)	40 ~ 80	≤ 40
郁闭度 Forest canopy density	0.40 ~ 0.60 (包括 0.40 和 0.60) (Including 0.40 and 0.60)	0.60 ~ 0.80 或 0.30 ~ 0.40 (包括 0.30) (Including 0.30)	0.10 ~ 0.30 (包括 0.10) (Including 0.10)	< 0.10 或 ≥ 0.80, < 0.10 或 ≥ 0.80
赋值 Value(S_j)	1	0.667	0.333	0

表 2 生境适宜性等级划分标准

Table 2 Criterion of suitability grade

适宜度等级 Suitability grade	不适宜 Unsuitable	基本不适宜 Less suitable	勉强适宜 Marginally suitable	中等适宜 Moderately suitable	适宜 Suitable	最适宜 Most suitable
代码 Code	1	2	3	4	5	6
S_j	0	< 0.10	0.10 ~ 0.20	0.20 ~ 0.60	0.67	1

S_j 表示不同单元的景观连接度水平。

S_j indicates the connectivity of different habitat types after multiple factor combination.

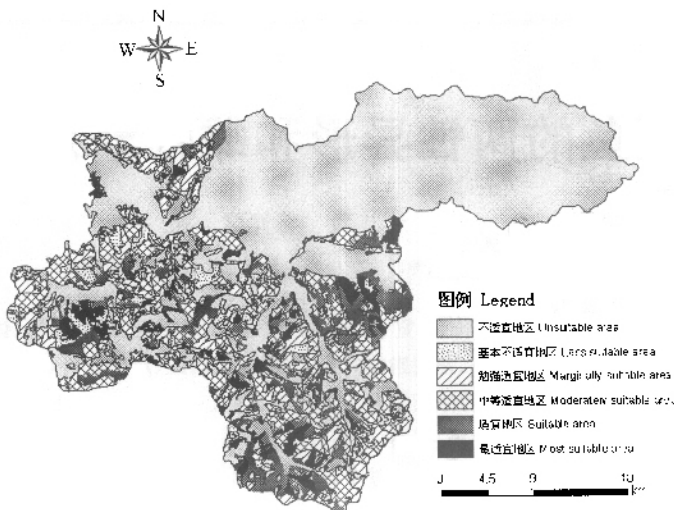


图 1 火前紫貂冬季生境类型分布图(在较细的分类体系下)

Fig.1 Pre-fire habitat suitability of Sables in winter under fine classification regime in the burned area

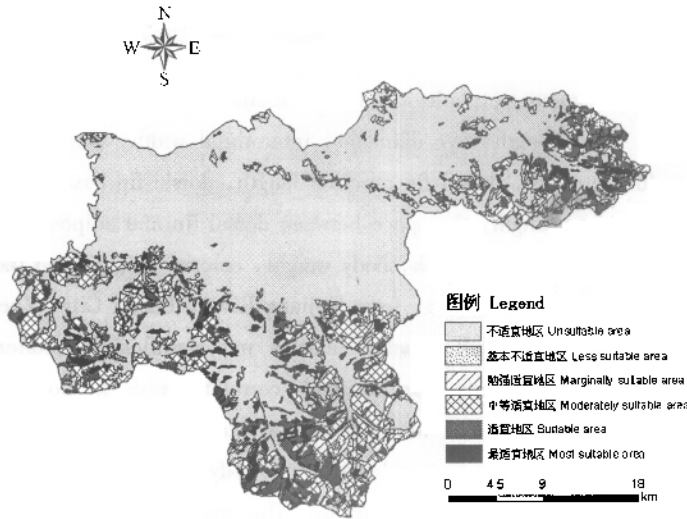


图 2 2000 年紫貂冬季生境类型分布图(在较细的分类体系下)

Fig.2 Habitat suitability of Sables in winter in the burned area in 2000 under fine classification

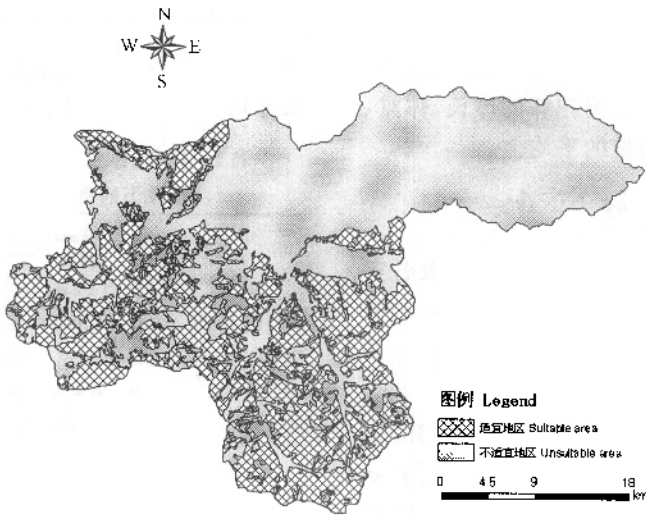


图 3 火前紫貂冬季生境类型分布图(在较粗的分类体系下)

Fig.3 Pre-fire habitat suitability of Sables in winter under coarse classification regime in the burned area

1.2.2 生境适宜度的景观格局与变化指标

景观格局指标是景观生态学界广泛使用的一种定量研究方法^[23]。但景观指数众多^[24-25],本文根据指数之间相互独立的原则^[26-27],选取了能较好反映各种生境类型景观结构特征的几种常用景观格局指标。其中,反映生境面积变化的指标为生境类型总面积(TA);反映生境破碎化程度的是生境类型的斑块数(NP)和生境类型的平均斑块面积(AREA_MN)等指标,描述生境

类型斑块之间隔离程度的是斑块平均最近距离(ENN_MN);描述生境边界形状的指数是分维数。景观指数的描述及计算公式参见景观格局分析软件Fragstats。除上述常用指标外,为了更好地描述生境破碎化程度以及由此带来的边界效应,本研究引入了斑块密度(PD)和边界对比类型百分比(percentage of edge contrast type 即PECT)两个指标,分别表述如下。

(1) 斑块密度(PD): $PD = N_i / A_i$, 其中, N_i 表

示某种生境类型的斑块数 A_i 表示该生境类型的总面积,单位为(个/hm²)。该指标对生境的

破碎化程度的反映比用传统方法计算的斑块密度更为敏感。

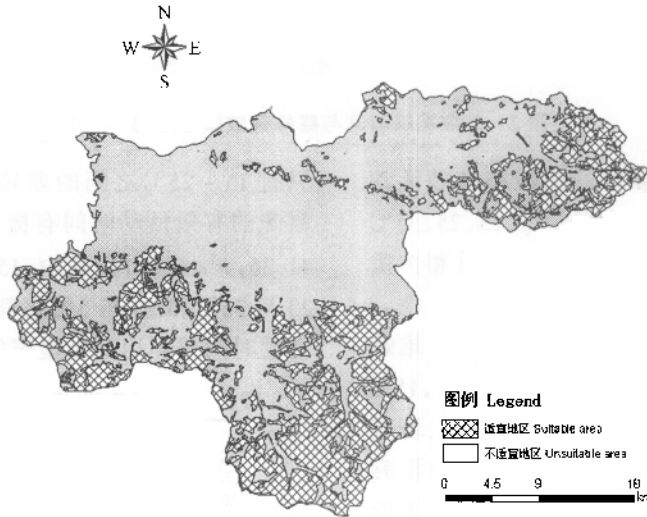


图 4 2000 年紫貂冬季生境类型分布图(在较粗的分类体系下)

Fig. 4 Habitat suitability of Sables in winter in the burned area in 2000 under coarse classification

(2)边界对比类型百分比 (percentage of edge contrast type 即 PECT):影响物质、动植物移动的关键因子来自于景观边界的形状和对比度^[28]。边界对比度是指在景观边界两侧的生境类型斑块的相异程度。通常被描述为硬边界和软边界或急变边界及渐变边界^[29]。软边界或渐变边界具有较好的渗透性,动物更易通过^[12]。本研究根据边界两侧生境类型的差异

将边界分为硬边界和软边界两种类型(表 3),并通过计算两种边界在总边界中所占百分比的变化,来分析火烧前后边界对紫貂迁移的影响。

$$PECT = \left[\sum_{i,j=1}^m L_{ij} / L_t \right] \times 100\%$$

其中 L_{ij} 表示相邻的两种生境类型 i 和 j 之间的边界长度, L_t 表示景观边界的总长度。 L_{ij} 和 L_t 都不包括生境类型图的边界。

表 3 边界类型的划分标准

Table 3 Criterion of boundary type

最适宜 Most suitable	适宜 Suitable	中等适宜 Moderately suitable	勉强适宜 Marginally suitable	基本不适宜 Less suitable	不适宜 Unsuitable
最适宜 Most suitable	软边界 Soft boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary
适宜 Suitable		软边界 Soft boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary
中等适宜 Moderately suitable			软边界 Soft boundary	硬边界 Hard boundary	硬边界 Hard boundary
勉强适宜 Marginally suitable				软边界 Soft boundary	硬边界 Hard boundary
基本不适宜 Less suitable					硬边界 Hard boundary
不适宜 Unsuitable					硬边界 Hard boundary

为了反映 2000 年与火烧前相比紫貂生境的恢复状况,分别对各景观指数进行两个时期的比较,公式如下:

$$\text{变化(Change)} = (\text{火后各景观指标值} - \text{火前各景观指标值}) / \text{火前各景观指标值} \times 100\%$$

2 结果

2.1 较细分类体系下火烧前后生境格局的变化

在较细的分类体系下,火烧前后各生境类型的景观指标发生了明显变化(图 1, 表 4)。不适宜生境面积增加幅度达 16%,表明不适宜生境明显扩张。基本不适宜、勉强适宜以及中等适宜生境的面积显著减少,分别下降了 50%、40% 和 29%。除了不适宜生境之外,其他生境类型均表现为斑块数和斑块密度增加,平

均斑块面积减小,说明各适宜生境类型的破碎化加剧,而且适宜等级越高破碎化程度增加越明显。除中等适宜生境外,其他生境类型的平均最近斑块距离均有所下降,适宜与最适宜生境最为明显,分别达 43% 与 67%。表明与火前相比,同一类型的生境斑块之间的隔离度降低,斑块向一起聚集,而中等适宜生境则相反,斑块更趋孤立。分维数的变化表明所有生境类型的斑块形状均趋于简单。

2.2 较粗分类体系下火烧前后生境格局的变化

从图 3, 4 和表 5 可以看出,与火前相比,2000 年适宜生境面积减少了 9 002 hm²,下降了 22%; 适宜生境斑块数和斑块密度分别增加了 278% 和 400%,相反,平均斑块面积下降了 80%,而不适宜生境则呈现出相反的变化趋势;

表 4 较细分类体系下火烧前后紫貂生境景观指数及其变化

Table 4 Landscape indices of suitability grades in burned area under the fine classification

景观指数 Landscape index	不适宜 Unsuitable	基本不适宜 Less suitable	勉强适宜 Marginally suitable	中等适宜 Moderately suitable	适宜 Suitable	最适宜 Most suitable
火前 Pre-fire						
TA	71 662	4 258	8 716	21 579	9 355	4 926
TA%	59	4	7	18	8	4
NP	111	65	111	154	103	61
AREA_MN	689	66	80	148	94	79
PD	0.001 5	0.015 0	0.013 0	0.007 1	0.011 0	0.012 0
ENN_MN	187	808	592	231	510	919
FRAC	1.10	1.10	1.09	1.11	1.10	1.10
火后 Post-fire						
TA	83 467	2 148	5 199	15 318	9 040	5 063
TA%	69	2	4	13	8	4
NP	98	112	251	444	423	245
AREA_MN	860	20	23	40	26	22
PD	0.001 2	0.052 0	0.048 0	0.029 0	0.047 0	0.048 0
ENN_MN	186	570	482	253	288	302
FRAC	1.08	1.07	1.08	1.08	1.08	1.09
变化 Change(%)						
TA	16	-50	-40	-29	-3	3
NP	-12	72	126	188	311	302
AREA_MN	25	-70	-72	-98	-73	-72
PD	-20	247	269	308	327	300
ENN_MN	0	-29	-19	9	-43	-67
FRAC	-2	-3	-1	-3	-2	-1

TA: 斑块总面积; NP: 斑块数; AREA_MN: 平均斑块面积; PD: 斑块密度; ENN_MN: 欧氏距离; FRAC: 分维数。

TA: total area; NP: number of patches; AREA_MN: mean patch area; PD: patch density; ENN_MN: euclidean nearest neighbor distance (Mean); FRAC: fractal dimension.

适宜生境与不适宜生境的斑块平均最近距离均增大,而且,前者的增加比后者显著;两者斑块的分维数均有所下降,但幅度不大,而且也呈现出前者大于后者的趋势;与火前相比,2000年软边界所占的比例上升了9%,硬边界相应下降(图5)。

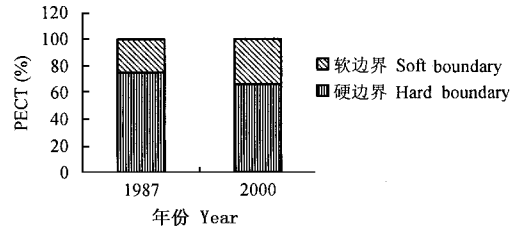


图5 火烧前后紫貂生境的 PECT

Fig. 5 PECT of habitat pre-and post-fire

表5 较粗分类体系下,火烧前后紫貂生境景观指数及其变化

Table 5 Landscape indices of Sables' habitat in burned area under coarse classification

景观指数 Landscape index	火前 Pre-fire (1987)		火后 Post-fire (2000)		变化 Change (%)	
	适宜生境 Suitable	不适宜生境 Unsuitable	适宜生境 Suitable	不适宜生境 Unsuitable	适宜生境 Suitable	不适宜生境 Unsuitable
TA	44 573	75 694	34 670	85 597	- 22	13
NP	64	107	242	114	278	6
AREA_MN	696	710	143	751	- 80	5
PD	0.001 4	0.001 4	0.007 0	0.001 3	400	- 7
ENN_MN	144	176	263	197	82	12
FRAC	1.12	1.09	1.09	1.08	- 3	- 1

TA 斑块总面积; NP 斑块数; AREA_MN 平均斑块面积; PD 斑块密度; ENN_MN 欧氏距离; FRAC 分维数。

TA total area; NP number of patches; AREA_MN mean patch area; PD patch density; ENN_MN euclidean nearest neighbor distance (Mean); FRAC fractal dimension.

从以上结果可以看出,火后虽然采取了各种措施辅助森林恢复,但紫貂生境格局与火前仍有较大差距。表现出适宜生境面积大幅减少,适宜生境的破碎化程度显著增加,而不适宜生境则表现出破碎化降低的特点。两者的斑块平均最近距离均增加,表明整个火烧区的适宜生境与不适宜生境斑块均趋向于孤立,尤其以适宜生境更为明显。从斑块形状看,适宜生境比不适宜生境更加趋于简单,火后的软边界增加而阻碍迁移的硬边界则有所降低。

3 讨论与结论

3.1 生境丧失 在生境破碎化过程中,景观中存在一个适宜生境比例阈值,小于这一阈值,动物种群的生存将难以保证^[5]。Flather 和 Bevers 研究后认为这个阈值在 30% ~ 50%^[11]。尽管对这一阈值仍存在争议,但对不同动物的大量研究结果均与之接近^[30-32],因而可以将其作为参考。按照较粗的分类体系,适宜生境的面积

比重从火前的 37% 下降为 2000 年的 29%,这意味着不仅火后紫貂的生存面临危机,即使是在火前其生存状况也不容乐观。长期的大规模采伐和居民点的扩张是火前紫貂生境面积减少的主要原因,1987 年的特大森林火灾进一步加剧了其生境的丧失。从较细的分类体系上看,适宜与最适宜生境面积变化不明显,这可能与火后采取的促进森林恢复,严禁采伐的政策有关。部分火后残存的林木得以保存下来经过进一步的生长发育,成为适宜与最适宜生境的主要来源。相反,其他生境类型变化都非常显著。由于 1987 年火灾涉及范围广、强度大,烧毁了大量林木,造成了火前在适宜生境类型中所占比重较大的基本不适宜、勉强适宜、中等适宜几种类型的大规模减少,而非适宜生境则明显增加。

以上分析表明,虽然经过了十几年的恢复,紫貂适宜生境面积远没有恢复到火前水平。在构成紫貂生境的 4 个生态因子中,地形因子可

以视为不变量,林型、林龄以及郁闭度是变量。火后生境恢复的实质是森林景观的恢复。而作为紫貂生境关键因子的针叶林由于生长缓慢,尽管采取了人工辅助措施,仍需较长时间恢复^[33]。作为适宜生境类型中比重最大的中等适宜生境面积减少了 29%,对今后紫貂生境质量的进一步恢复非常不利。目前,除了继续采取措施促进针叶林的更新外,当务之急的应是保护现存的成熟针叶林。

3.2 生境破碎化 从两种分类体系上看,2000 年适宜生境类型的破碎化程度较火前均有所加剧,相反,非适宜生境则有所减轻。由于紫貂选择的多数是具有中等盖度的成过熟针叶林,而成过熟针叶林又主要来自于火后残存林木(图 6 显示,在勉强适宜、中等适宜、适宜以及最适宜生境类型中分别大约有 90%、85%、85% 和 83% 的面积来源于轻度火烧或未火烧斑块),因而,破碎化程度加重是难免的。适宜生境类型斑块间的隔离程度在两种分类系统下呈现出不一致的变化:在较粗的分类系统中,适宜生境斑块间的隔离度显著增加(82%),而在较细的分类系统中,各适宜生境斑块(除中等适宜生境斑块变化不大外)的隔离度均明显降低。这可能是由于火灾导致森林景观更加破碎,同一适宜生境类型斑块面积萎缩而相对聚集;不同类型的适宜生境斑块因为不适宜生境的扩张而相互远离所造成的。这给紫貂在同种适宜生境类型斑块间的移动、交流提供了机会。另一方面,给不同适宜生境类型斑块间的交流增加了困难。火后幸存下来的紫貂群落大多局限于未火烧斑块,迁移是火后紫貂重新分布的关键途径。因此,严重的适宜生境类型斑块间的隔离势必影响到火后紫貂群落对生境的利用及其重新分布。占适宜生境类型面积 42% 的中等适宜生境类型的斑块隔离度增加了 9%,对紫貂生境的进一步恢复将会造成较大影响。

3.3 边界效应 边界形状和边界渗透性的相互作用决定了动物的迁移模式^[28]。边界的渗透性被定义为动物通过它所面对的边界的趋势^[12]。在本研究中,软边界显而易见比硬边界

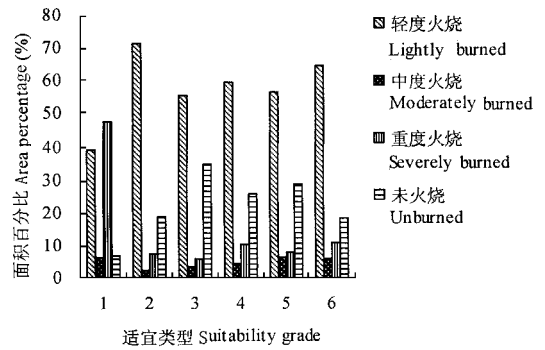


图 6 2000 年火烧强度在各生境类型的面积分布

Fig. 6 Area percentage of fire severity corresponding to different habitat suitability grades in 2000

1. 不适宜生境; 2. 基本不适宜生境; 3. 勉强适宜生境;
4. 中等适宜生境; 5. 适宜生境; 6. 最适宜生境。
1. unsuitable; 2. less suitable; 3. marginally suitable;
4. moderately suitable; 5. suitable; 6. most suitable.

更易通过。软边界从火前的 25% 增加到 34%,硬边界则相应减少,这意谓着火后边界更有利于紫貂的扩散。简单的边界形状使动物的移动更易遭遇边界,导致较低的迁移率,大量研究已证明了这一观点^[34~36]。在本研究中,所有适宜生境类型的斑块形状均比火前更加简单,因此紫貂迁移更易受边界阻碍。可以看出,边界形状与边界渗透性对紫貂的迁移起到了相反的作用。最终的边界效应将取决于紫貂对两者相互作用的反应,这有待于进一步的观察。

Taylor 等指出,动物的隔离程度取决于动物的扩散能力与生境的组成^[37]。除了生境性质改变的影响之外,紫貂的扩散能力,在火后紫貂的生存和分布中也起着重要作用。目前,对于影响紫貂迁移能力的生理和行为上的特点还缺乏深入的研究,因此,紫貂对火后变化了的环境如何反应,还不得而知。生境丧失、破碎化与边缘效应所带来的生态效应是不能截然分开的,它们的综合作用决定了紫貂的生存和分布。13 年是一个相对较短的时间,关于紫貂今后的生存状况尚需要长期的实地观察和研究。

参 考 文 献

- [1] Wright H E Jr. Landscape development. Forest fire and wildness management. *Science*, 1974, 186: 487 ~ 195.

- [2] Pickett S T A ,Thompson J H. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol Conserv* ,1978 ,**13** :27 ~ 37.
- [3] Foster R B. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. In : Soule M E , Wilcox B A eds. Conservation Biology. An Evolutionary-ecological Perspective. Sunderland , MA : Sinauer Assoc , 1980 , 75 ~ 92.
- [4] Burgess B L , Sharp D M. Forest Island Dynamics in Mandominated Landscape. New York : Springer ,1981 67 ~ 95.
- [5] Andrén H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* ,1994 ,**71**(3) : 355 ~ 366.
- [6] Fahrig L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Manage* ,1997 **61** : 603 ~ 610.
- [7] Flather C H , Bevers M. Patchy reaction-diffusion and population abundances : the relative importance of habitat amount and arrangement. *Am Nat* ,2002 ,**59** :40 ~ 56.
- [8] McGarigal K , Cushman S A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* ,2002 ,**12** :335 ~ 345.
- [9] Laurance W F , Lovejoy T E , Vasconcelos H L , et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments : a 22-year investigation. *Conserv Biol* ,2002 ,**16** :605 ~ 618.
- [10] Desrochers A , Hanski I K , Selonen V. Siberian flying squirrel responses to high- and low-contrast forest edges. *Landscape Ecol* ,2003 ,**18** :543 ~ 552.
- [11] 武正军 李义明. 生境破碎化对动物种群存活的影响. *生态学报* ,2003 **23**(11) : 2 424 ~ 2 435.
- [12] Collinge S K , Palmer T M. The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecol* ,2002 ,**17** :647 ~ 656.
- [13] 孔繁花 李秀珍 ,王绪高等. 林火迹地森林恢复研究进展. *生态学杂志* ,2003 **22**(2) : 60 ~ 64.
- [14] 关克志 张大军. 大兴安岭森林火灾对植被影响分析. *环境科学* ,1990 **11**(5) : 82 ~ 88.
- [15] 温广玉 郑焕能. 林火灾变对生态系统的影响. *东北林业大学学报* ,1996 **24**(2) : 62 ~ 67.
- [16] 杨树春 刘心田 ,曹海波. 大兴安岭林区火烧迹地植被变化研究. *东北林业大学学报* ,1998 **26**(1) : 19 ~ 22.
- [17] 罗菊春. 大兴安岭森林火灾对森林生态系统的影响. *北京林业大学学报* ,2002 **24**(5/6) : 101 ~ 107.
- [18] 孔繁花 李秀珍 ,尹海伟等. 地形对大兴安岭北坡林火迹地森林景观格局影响的梯度分析. *生态学报* ,2004 ,**24**(9) : 1 863 ~ 1 870.
- [19] 庄凯勋 陈新. 大兴安岭林区火灾后鼠类种群动态变化. *东北林业大学学报* ,1989 **17**(4) : 103 ~ 106.
- [20] 刘福元. 大兴安岭紫貂分布区的变迁. 国土与自然资源研究 ,1989 **4** : 61 ~ 62.
- [21] 张洪海 马建章. 紫貂冬季生境选择的初步研究. *东北林业大学学报* ,1999 **27**(6) : 49 ~ 52.
- [22] 陈利顶 刘雪华 ,傅伯杰. 卧龙自然保护区大熊猫生境破碎化研究. *生态学报* ,1999 ,**19**(3) : 291 ~ 297.
- [23] Li X Z , He H S , Wang X G. Evaluating the effectiveness of neutral landscape models to represent a real landscape. *Landscape Urban Plans* ,2004 ,**69** :137 ~ 148.
- [24] Loehle C , Wein G. Landscape habitat diversity : a multiscale information theory approach. *Ecol Model* ,1994 ,**73** :311 ~ 329.
- [25] 陈利顶 傅伯杰. 黄河三角洲地区人类活动对景观结构的影响分析. *生态学报* ,1996 **16**(4) : 337 ~ 344.
- [26] O'Neill R V , Riitters K H , Wickham J D , et al. Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosyst Health* ,1999 ,**3**(4) : 225 ~ 233.
- [27] 陈文波 肖笃宁 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究. *应用生态学报* ,2002 **13**(1) : 121 ~ 125.
- [28] Stamps J A , Buechner M , Krishnan V. The effects edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *Am Nat* ,1987 **129** :533 ~ 552.
- [29] Forman R T T. Landscape mosaics : the ecology of landscapes and regions. Cambridge : Cambridge University Press ,1995 , 141 ~ 321.
- [30] Lande R. Demographic models of the Northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Oecologia* ,1988 ,**75** : 601 ~ 607.
- [31] Gibbs J P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* ,1998 ,**13** :263 ~ 268.
- [32] Jansson G , Angelstam P. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology* ,1999 ,**14** :283 ~ 290.
- [33] 王绪高 李秀珍. 大兴安岭北坡火烧迹地自然与人工干预下的植被恢复模式初探. *生态学杂志* ,2003 **22**(5) : 30 ~ 34.
- [34] Okubo A. Diffusion and Ecological Problems : Mathematical Models. Berlin , Germany : Springer-Verlag ,1980 ,1 ~ 50.
- [35] Kareiva P. Finding and losing host plants by phyllostreta : patch size and surrounding habitat. *Ecology* ,1985 ,**66** :1 809 ~ 1 816.
- [36] Turchin P. Quantitative Analysis of Movement. Sunderland , Massachussets , USA : Sinauer Associates ,1998.
- [37] Taylor P D , Fahrig L , Henein K , et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* ,1993 ,**68** :571 ~ 573.