

黑龙江省完达山地区马鹿生境破碎化及其影响因子

姜广顺, 张明海*, 马建章

(东北林业大学野生动物资源学院, 哈尔滨 150040)

摘要:应用景观生态学原理和地理信息系统技术, 分析黑龙江省完达山地区马鹿生境相关因子重要性、对景观连接度进行模糊相对赋值, 建立了景观连接度评价模型及景观斑块指数, 研究了黑龙江省完达山地区关于马鹿生境的景观连接度水平、生境的适宜性以及景观的空间结构。结果表明: (1) 在 155.6 km² 的面积中, 适宜地区的总面积仅为 14.81 km², 占研究地区的 9.52%; 次适宜地区的总面积为 9.57 km², 占研究地区的 6.15%; 一般适宜地区的总面积为 130.05 km², 占研究地区的 83.58%; 不适宜地区的总面积为 1.17 km², 占研究地区的 0.75%; (2) 研究地区马鹿各类适宜地区呈多个斑块且相互隔离, 在空间分布上处于破碎状态, 而且不适宜地区斑块(人为活动景观)的面积比例虽小, 在生态系统中形态上的破碎化程度较小, 但对马鹿的生境的生态功能的丧失起到重要作用。

关键词:景观连接度; 生境破碎化; 适宜性评价; 景观破碎化指数

文章编号:1000-0933(2005)07-1691-08 **中图分类号:**Q145 **文献标识码:**A

The fragmentation and impact factors of red deer habitat in Wandashan region, Heilongjiang Province, China

JIANG Guang-Shun, ZHANG Ming-Hai*, MA Jian-Zhang (College of Wildlife Resources, Northeast Forestry University, China 150040). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(7): 1691~1698.

Abstract: Through analyzing the importance of landscape factors, landscape connectivity, assessment of suitability and fuzzy value of connectivity and establishing a landscape connectivity model that applies landscape ecology and GIS technology, the connectivity level, suitability assessment and fragmentation status of all types of suitability areas were studied. The spatial structure of fragmental landscape of red deer habitats was analyzed from an ecological function perspective because of spatial composition and mismatch in Wandashan region, Heilongjiang Province from Feb. 2003 to Mar. 2004. The results indicated that suitable habitats were 14.81 km² (only 9.52%), marginally suitable habitats were 9.57 km² (6.15%), less suitable habitats were 130.05 km² (83.58%), unsuitable habitats were 1.17 km² (0.75%) in the total area of 155.6 km². Marginally suitable habitats and suitable habitats included many patches and were isolated fragmentally in the area of study. Although some unsuitable habitats patches (settlements, farmlands, abandoned logging roads, forestry roads and so on.) were relatively small and the extent of their morphological fragmentation was low, they had significant effects on the deprival of ecosystem functions of less suitable red deer habitats directly and of suitable and marginally suitable red deer habitats indirectly.

Key words: landscape connectivity; habitat fragmentation; suitability assessment; landscape fragmentation index

生境破碎化 (habitat fragmentation) 已成为当前生物多样性丧失及物种灭绝的主要原因, 日益引起人们的关注^[1~3]。生境破碎化是指由于人类活动或自然因素导致的景观由简单、均质、连续的整体向复杂、异质、不连续的斑块镶嵌体演化的过程^[4]。马鹿 (*Cervus elaphus xanthopygus* Milne-edwards) 作为国家Ⅱ级重点保护动物, 世界濒危物种东北虎的主要猎物之一, 是我国

基金项目:美国老虎和犀牛基金资助项目(98210-2-G191)

收稿日期:2004-09-13; **修订日期:**2005-01-13

作者简介:姜广顺(1971~), 男, 博士生, 讲师, 主要从事野生动物生态学研究。E-mail: jgshun@126.com

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zhangminghai@126.com

Foundation item: the Rhinoceros and Tiger Conservation Fund, U. S. A (No. 98210-2-G191)

Received date: 2004-09-13; **Accepted date:** 2005-01-13

Biography: JIANG Guang-Shun, Ph. D. Candidate, Lecturer, mainly engaging in wildlife ecology. E-mail: jgshun@126.com

北方典型的大型林栖哺乳动物,在森林生态系统中发挥着重要的生态作用^[5]。完达山地区处于我国东北温带森林的腹地,森林植物生长茂盛,野生动植物资源丰富,是马鹿等有蹄类的重要分布区。但随着人口的剧增、城市化和工业化的进程,以及落后的生产方式,如毁林开荒种地、道路的修建、居民点的扩展、森林的砍伐等人为活动已使该地区马鹿的生境破碎化程度不断加剧。1990 年与 1975 年相比,黑龙江省马鹿种群分布区面积减少了 30%~40%,出现了明显的分布区退缩现象,已严重威胁到马鹿的生存^[6]。然而,到目前为止尚未见到进一步研究马鹿生境破碎化的报道。本文通过景观连接度和评价模型来揭示马鹿生境的破碎化现状,进而定量分析马鹿各种适宜生境类型的空间特征,探讨马鹿的各种生境类型和人类活动的关系、当地森林生态系统服务功能的丧失过程以及资源保护与合理利用的有效途径。

1 研究地区

完达山地区地处黑龙江省最东部,与俄罗斯隔乌苏里江相望。研究工作地点设在迎春林业局五泡林场,地理坐标东经 127°04'07"~127°16'45",北纬 46°27'31"~46°38'60",研究地区总面积 155.6 km²。在地形上,完达山主脉略呈东北至西南走向,贯穿整个研究地区。平均坡度在 10°~15°,局部陡坡可达 45°。海拔高度一般在 300~500m。总的地形属丘陵低山。在气候上,该地区属寒温带,受季风影响强烈,冬季漫长,无霜期仅 120d 左右。气温较低,年平均 1.4~2.2℃,夏季最高气温可达 34.6℃,冬季最低气温-34.8℃。降水受季风影响,除春季降水较少外,夏、秋季雨量及冬季降雪比较丰富,使该地区气候变得湿润。夏秋季降水常造成河道水位上涨,下游河水往往溢出河床。冬季降雪可覆盖全区,一般积雪 30~50cm,最大雪厚可达 80cm。年降水量在 500~800mm,平均降水 566mm。该地区为全省野生马鹿种群数量分布较高地区,亦是其利用率较高、分布格局较为稳定的地区。但由于该地区的经济、社会的高速发展,人类活动影响不断加剧,特别是近几十年来连续的超强度森林采伐,使该地区马鹿生境也出现了不同程度的破碎化现象。

2 研究方法

2.1 生境破碎化因子的筛选及梯度分析

根据前人对马鹿栖息生境的研究结果^[7-9],并结合当地人为活动现状,确定出 13 种生境因子:食物丰盛度(马鹿冬季可取食的当年新生枝条数量枝/m²)(X_1)、雪深(cm)(X_2)、隐蔽级(X_3)、坡度(X_4)、坡向(X_5)、海拔(m)(X_6)、林型(X_{12})、坡位(X_{13})等 8 种自然景观因子,与最近居民点的距离(m)(X_7)、与最近采伐点的距离(m)(X_8)、与最近农田的距离(m)(X_9)、与最近林间公路的距离(m)(X_{10})、与最近废弃运材路的距离(m)(X_{11})等 5 种人为景观因子。

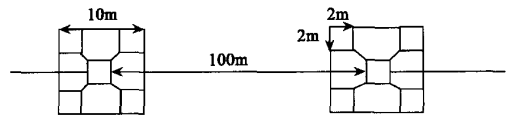


图 1 调查样线和样方设计图

Fig. 1 Survey transects and plots designation

为景观因子。根据现有地形林相图,在研究区域内按随机取点机械布样的原则抽样布线,样线间距大于 2km,每条样线长于 2km,共设 35 条样线,2003 年 2 月 15 日~3 月 10 日调查完成 18 条样线,2004 年 2 月 10 日~3 月 15 日调查 17 条样线,在布设的样线上每隔 100m 布设一个 10m×10m 的一个大样方,共调查完成 716 个大样方,且每个大样方的四角和中心各设一个 2m×2m 的小样方,共设 3580 个小样方(图 1),累计发现马鹿足迹链 245 条,收集到 13 种生境因子的 716 个数据,并应用 SPSS11.0 软件对获取的生境因子进行检验,然后对筛选出的生境因子根据不同的生境梯度统计马鹿出现的频次,分析马鹿的分布与生境梯度变化之间的关系。

2.2 景观因子的景观连接度赋值

根据隶属函数确定的原则和方法,结合景观连接度的生物学意义以及研究地区随景观因子各类型及其梯度变化中马鹿出现频率(χ)的变化情况,建立隶属函数 $u(\chi)$,然后应用隶属函数对景观因子各类型进行赋值。

2.3 景观连接度评价模型的建立

进行景观连接度评价时,采用了模糊赋值求积的方法进行马鹿冬季生境的评价,评价模型表达式如下:

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

式中, S_j 为不同单元对马鹿总的景观连接度水平, n 为居民点、农田、废弃运材路、林间公路、海拔、坡度、采伐点和林型 8 个景观影响因子, u_i 为不同影响因子根据对马鹿的影响程度,进行的重要性赋值。在图层叠加过程中,利用地理信息系统,首先将研究地区最新的 1:25000 地形林相图(2002 年)输入计算机中建立 DEM 模型,同时将该区的交通图、林相图等相关景观因子输入计算机,保证各类相关图保持同一坐标系和同一比例尺,通过地理信息系统的图形叠加和空间分析功能,依据上述分级标准派生出坡度、海拔、居民点、农田、废弃运材路、采伐点、林间公路和林型对马鹿分布影响的分级图,最后应用评价模型,通过 GIS 图形叠加功能和再分类来实现景观连接度的总体评价图。

2.4 马鹿破碎化景观的空间结构分析

2.4.1 马鹿破碎化景观要素分类 东北地区的马鹿生境是具有异质性的区域,它是由许多大小不一,相互作用的斑块按照数一定的规律组成的^[10]。景观生态学研究三大核心内容是景观结构、景观功能和景观变化^[11],而景观的空间结构分析又是景观功能和变化的基础^[12~14]。本次研究以 1:400000 完达山地区马鹿景观连接度与生境适宜性评价图作为基本分析图件,应用 Arcview Version 3.2,将矢量图转换为栅格图,每个栅格面积为 30m×30m,研究区域共划分 172887 个栅格,其中,S₁(不适宜地区)占 1189 个栅格,S₂(一般适宜地区)占 145409 个栅格,S₃(次适宜地区)占 10157 个栅格,S₄(适宜地区)占 16132 个栅格(图 2)。根据此栅格图应用 Fragstats3.3 软件进行马鹿不同类型生境的景观空间结构分析,应用景观特征指数来探讨人类活动的影响。

2.4.2 马鹿生境的景观特征指数 在景观生态研究中,准确地理解应用景观格局变化的生态学原则十分关键。用景观指数描述景观格局及变化,建立格局与景观过程之间的联系,是景观生态学最常用的定量化研究方法^[15]。在景观指数应用的过程中,不相互独立的景观指数描述的信息会相互重复,说服力不强^[16]。根据前人对景观指数的分类研究、指数对景观格局的描述研究、指数之间的相关性研究,选定 5 个景观指数,认为这 5 个景观指数既相互独立,又能比较全面地描述景观格局的各个方面。这 5 个景观指数分别是:(1)平均斑块周长面积比(*P*);(2)蔓延度(*C*);(3)相对斑块面积(*R*);(4)分维数(*F*);(5)斑块类型数(*T*)。并且这 5 个指数对于不同尺度的景观、不同的斑块类型、不同大小的分析单元均有效^[17]。本文选用其中的 3 个指数来描述完达山地区马鹿生境的景观格局和生态过程:(1)平均-周长面积比(Mean *PARA*)是某类景观斑块周长-面积比的平均值,是根据斑块的复杂性用来量化景观结构的,直接的周长面积比是最简单、最直接的。作为一个指数,它是随着斑块大小的变化而变化。例如,保持形状不变,斑块面积的增加将导致周长-面积比的减少。Patton 提出生物多样性指数是基于量化野生动物物种的生境边缘的形状,并且边缘形状可作为一种可供选择栖息地改良的工作方法,有着重要的生态作用^[18]。其计算公式修正为:Mean *PARA*=*PARA*/100*N_{ij}*,*N_{ij}* 是某种生境斑块的数量;(2)平均分维数(Mean *FRAC*)用来量化某种景观类型复杂性和扭曲程度的总体斑块结构特征。其计算公式:Mean *FRAC*=*FRAC*/*N_{ij}*,*N_{ij}*:某种生境斑块的数量;(3)平均蔓延度指数(Mean *CONTAG*),该值越大则某种景观结构的破碎化程度越小,来度量某一类景观类型的破碎化程度。其计算公式:Mean *CONTAG*=*CONTAG*/*N_{ij}*,*N_{ij}*:某种生境斑块的数量。

3 结果

3.1 生境破碎化因子的筛选

采用两样本均数差别的显著性检验(Independent-Samples *T* Test)数字性变量,表明坡度、海拔、与最近居民点的距离、与最近林间公路的距离、与采伐点最近距离、与最近农田的距离、与最近废弃运材路的距离对马鹿生境影响显著,是马鹿冬季生境破碎化的主要因子,而食物丰度、隐蔽级、坡向、雪深对马鹿生境的影响不显著;对植被类型和坡位 2 个名词性变量,采用卡方(Chi-square)统计进行了显著性检验,检验结果表明植被类型的 χ^2 (Pearson Chi-Square)值为 41.178,双侧近似概率 $p<0.01$,即植被类型对马鹿生境影响极大,是马鹿冬季生境破碎化的主要因子;坡位的 χ^2 (Pearson Chi-Square)值为 4.745,双侧近似概率 $p=0.093$,大于 0.05,表明坡位对马鹿冬季生境影响不显著。

经数据的统计检验分析,共计获取 8 种对马鹿的活动有显著影响的景观因子(表 1~表 3)。

表 1 马鹿冬季生境分析的基本统计量
Table 1 Basic statistics on red deer winter habitat

马鹿活动点(<i>n</i> =112) Present points			马鹿非活动点(<i>n</i> =604) Absent points			<i>t</i> 值 <i>t</i> value ($\alpha=0.05$)	<i>p</i> 值 <i>p</i> value
变量 Variables	均值 Mean	标准差 Standard variance	变量 Variables	均值 Mean	标准差 Standard variance		
<i>X</i> ₁	15.05	9.93	<i>X</i> ₁	16.68	15.34	-1.448	0.149
<i>X</i> ₂	52.85	13.71	<i>X</i> ₂	55.19	11.60	-1.696	0.092
<i>X</i> ₃	0.52	0.20	<i>X</i> ₃	0.51	0.20	0.389	0.698
<i>X</i> ₄	23.47	21.84	<i>X</i> ₄	18.38	20.16	2.293	0.023*
<i>X</i> ₅	134.91	106.72	<i>X</i> ₅	117.81	112.65	1.544	0.125
<i>X</i> ₆	278.33	68.72	<i>X</i> ₆	239.95	62.78	5.501	0.000*
<i>X</i> ₇	6998.28	2168.95	<i>X</i> ₇	4928.85	3107.24	8.594	0.000*
<i>X</i> ₈	2249.92	1382.47	<i>X</i> ₈	2601.04	1711.82	-2.372	0.019*
<i>X</i> ₉	5597.42	2137.50	<i>X</i> ₉	3858.434	2824.77	7.483	0.000*
<i>X</i> ₁₀	1138.36	629.05	<i>X</i> ₁₀	949.94	678.15	2.730	0.006*
<i>X</i> ₁₁	1640.27	1182.78	<i>X</i> ₁₁	2837.70	2010.29	-8.646	0.000*

* 影响显著 Correlation is significant at $p<0.05$

表 2 马鹿冬季生境分析的基本统计量
Table 2 Basic statistics on red deer winter habitat

X_{12} (植被类型) Ecotypes	样点数 Sample points	
	活动点 Present points	非活动点 Absent points
针叶林 Coniferous stands	29	62
针阔混交成林 Mixed coniferous and broad leaf mature stands	19	77
针阔混交幼林 Mixed coniferous and broad leaf yong stands	13	120
阔叶成林 Deciduous broad-leaved mature stands	40	159
杂木林 Shrubery	11	178
农田 Farmland	0	8
总计 Total	112	604

3.2 马鹿生境因子梯度的模糊赋值结果

根据不同景观因子梯度内马鹿足迹链出现的数量和频次,对 8 种马鹿生境破碎化的景观因子应用隶属函数 $u(\chi)$ 进行景观连接度赋值,具体赋值结果见表 4~表 5。

3.3 景观连接度评价模型的应用

通过对各景观因子的梯度分析,根据相对权重的赋值(表 4~表 5),对上述 8 种景观因子梯度类型图再分类产生马鹿各景观因子的景观连接度评价图(图 2)。利用评价模型计算研究地区总的景观连接度水平,计算结果见表 6。

表 3 马鹿冬季生境分析的基本统计量

Table 3 Basic statistics on red deer winter habitat

X_{13} (坡位) Slope location	样点数 Sample points	
	活动点 Present points	非活动点 Absent points
上坡 Upper slope	33	127
中坡 Middle slope	54	299
下坡 Lower slope	25	178
总计 Total	112	604

表 4 研究地区马鹿出现频率随景观因子各类型变化情况及景观连接度赋值

Table 4 Frequency of red deer number with landscape component types change and connectivity fuzzy value in study area

景观和生境因子 Landscape and habitat factors	因子梯度 Types of factors	马鹿足迹链数量(条) Numbers of red deer tracks(individual)	频率 χ Frequency χ	景观连接度赋值 u Landscape connectivity Fuzzy value
X_4	0~10	61	0.25	0.5
	10~30	99	0.40	0.9
	>30	85	0.35	0.5
X_6	150~250m	90	0.37	0.5
	250~350m	123	0.50	0.9
	>350m	32	0.13	0.1
X_7	0~3500m	4	0.02	0.1
	3500~7000m	155	0.63	0.9
	>7000m	86	0.35	0.5
X_8	0~1000m	40	0.16	0.1
	1000~2000m	98	0.40	0.9
	>2000m	107	0.44	0.9
X_9	0~2000m	4	0.02	0.1
	2000~3000m	17	0.07	0.1
	>3000m	224	0.91	1
X_{10}	0~250m	10	0.04	0.1
	250~1000m	90	0.37	0.5
	>1000m	145	0.59	0.9
X_{11}	0~1000m	134	0.54	0.9
	1000~3000m	87	0.36	0.5
	>3000m	24	0.10	0.1

3.4 马鹿生境各景观因子的空间分布特征

基于马鹿生境各类适宜性地区评价,并对各类适宜地区的斑块进行数量化分析,可知研究区域破碎化后的景观共 51 个斑块,总面积为 155.6km²,分布于 4 个类型之中。各个景观斑块的类型之中, S_1 (不适宜地)和 S_2 (一般适宜地区)的斑块数量最少,分别为 6 个和 5 个,占总斑块数量的 11.76%和 9.8%,其面积分别占总面积的 0.75%和 83.58%;而 S_4 (适宜地区)的斑块数量最多,共 23 块,占总数的 45.1%,其面积仅占 9.52%;其次是 S_3 (次适宜地区)占斑块总数的 33.33%,其面积占总面积的

6.15%(图 2,表 6)。

表 5 研究地区马鹿出现频率随景观因子各类型变化情况及景观连接度赋值

Table 5 Frequency of red deer number with landscape component types change and connectivity fuzzy value in study area				
景观因子 Landscape factors	因子梯度 Types of factors	马鹿足迹链数量(条) Numbers of red deer tracks(individual)	频率 χ Frequency χ	景观连接度赋值 u Landscape connectivity Fuzzy value
X_{12}	针叶林 Coniferous stands	62	0.25	0.5
	针阔混交成林 Mixed coniferous and broad leaf mature stands	64	0.26	0.5
	针阔混交幼林 Mixed coniferous and broad leaf young stands	20	0.08	0.1
	阔叶成林 Decedious broad-leaved mature stands	76	0.31	0.5
	杂木林 Shrubery	23	0.09	0.1
	农田(包括居民点)Farmland(including settlements)	0	0	0

表 6 完达山地区马鹿生境适宜性评价

Table 6 Habitat suitability assessment for red deer in Wandashan Region					
景观连接度水平分级 Value of landscape connectivity	所占单元数 Number of cell area	面积统计(km ²) Total area	占总面积的百分比(%) Percent of total area(%)	生境适宜性评价 Assessment of Habitat suitability	适宜性代码 Code of habitat suitability
0.0531~0.2657a (含 0.0531 和 0.2657)	517	14.81	9.52	适宜地区 Suitable area	S4
0.014~0.0531b (含 0.014)	334	9.57	6.15	次适宜地区 Marginally suitable area	S3
0~0.014c (不含 0 和 0.014)	4541	130.05	83.58	一般适宜地区 Less suitable area	S2
0	41	1.17	0.75	不适宜地区(完全回避) Unsuitable(avoided) area	S1

a including 0.0531 and 0.2657, b including 0.014, c excluding 0 and 0.014

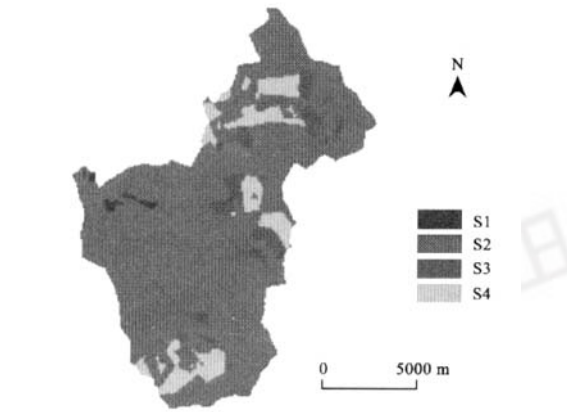


图 2 完达山地区马鹿景观连接度与生境适宜性评价图
Fig. 2 Habitat suitability assessment and landscape connectivity analysis for red deer in Wandashan Region
S₁ 不适宜地区(完全回避)Unsuitable (avoided) area; S₂ 一般适宜地区 Less suitable area; S₃ 次适宜地区 Marginally suitable area; S₄ 适宜地区 Suitable area

(1)平均周长-面积比(Mean PARA)显示,适宜地区的破碎化程度最大,其指数高达 332.43,其次为次适宜地区和一般适宜地区,分别为 275.24 和 204.94,不适宜地区的破碎化程度最小,其指数为 186.16(图 3)。结果表明不适宜地区主要为农田和居民点,其形状经过大量的人为修整,其形状比较规则,较为完整;一般适宜地区由于人为活动景观(农田、居民点、道路等)的存在

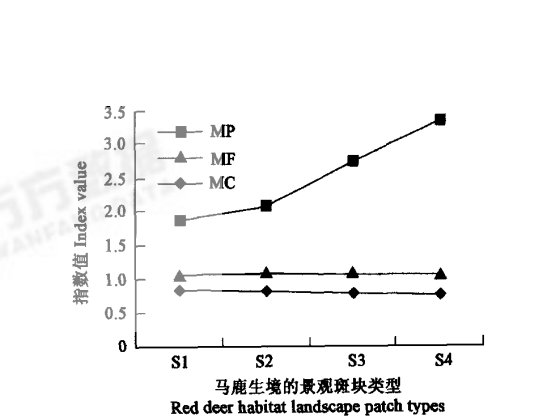


图 3 完达山地区马鹿生境 4 类景观的 3 项指数的变化
Fig. 3 3 kinds of landscape index of 4 types of habitats for red deer analysis for red deer in Wandashan Region
MP 平均周长面积比 Mean PARA; MF 平均分维数 Mean FRAC; MC 平均蔓延度 Mean CONTAG

而导致该区域生态功能的丧失所造成的马鹿生境更为复杂多样,是人为活动因子与自然因子(物理、生物)直接相互作用的结果,而次适宜地区和适宜地区主要为距离公路、农田和居民点较远的区域,特别是适宜地区主要受来自其本区域的生物和物理因子以及其他区域人为活动影响的间接作用的综合表现,同时也反映其景观的破碎程度愈大,景观异质性愈高^[19]。

(2)平均分维数(Mean *FRAC*)显示,研究地区一般适宜地区的平均斑块分维数最高达 1.076,其次是不适宜地区为 1.059,再次是次适宜地区为 1.055,平均斑块分维数最低的是适宜生境为 1.05(图 3),表明一般适宜地区的斑块形状较为复杂,斑块形状主要取决于相邻农田和居民点的直接影响和复杂多样的林间道路结构,其斑块形状最为复杂;次适宜地区受人为活动和自然因子的综合影响比适宜地区要稍大一些。因此,次适宜地区的斑块比适宜地区的斑块复杂性稍大。

(3)平均蔓延度指数(Mean *CONTAG*)显示,适宜地区的平均蔓延度指数最低为 0.749,不适宜地区最高为 0.837(图 3),反映了适宜地区破碎度远大于不适宜地区,且逐次增大。不适宜地区的强烈的人为活动所形成的许多人工类型的景观斑块,而适宜地区多在远离居民点和农田等人为活动景观的区域,此类斑块随着林间公路建设和森林采伐的进行,本来较大的斑块的景观被分割为许多大小不同的小斑块,增加了景观的破碎度,并且自然因子和人为活动的共同影响也导致马鹿的适宜生境不断丧失,生境破碎化。因此,不适宜地区的斑块位置和分布表现得比适宜地区集中,蔓延度指数较大,破碎化程度较小,而适宜地区的蔓延度指数最小,斑块面积小,数量最多,破碎化程度最大。

4 讨论

4.1 马鹿生境破碎化因子

目前,由于林业生产的大规模机械作业等因素影响,人为干扰活动越来越频繁,干扰程度和范围越来越大,使马鹿适宜生存活动的生境逐年减少,明显地影响着马鹿的生境利用程度。其结果是,一方面降低了马鹿对整个生境的平均利用率;另一方面却提高了对无人干扰或干扰程度较轻的生境利用率生态作用^[8]。晚冬积雪融化之前,气温仍然较低,食物贫乏,由于经过漫长而严寒的冬季秋季贮存的能量已消耗很多,因此这段时期马鹿的体况最差,对各种生境因子最为敏感,是关系到其能否继续生存的关键时期^[20,21]。通过 2a 的外业调查,获取 13 个生境因子变量的数据,并对其进行显著性检验,结果表明坡度、海拔、采伐点、与废弃运材路的最近距离、与林间公路的最近距离、与居民点的最近距离、与农田的最近距离、植被类型对马鹿活动影响较大,是影响马鹿数量分布的主要因子。其中坡度和海拔构成了微生境的主要物理因子,不同的坡度和海拔高度对马鹿的活动有一定的影响^[9];采伐点是指当年冬季的正在采伐的地带,但由于伐木作业时使用的油锯噪声较大,加之运输工人和车辆的噪声,马鹿对采伐点产生一定程度的回避^[22];废弃运材路对马鹿的活动虽起到一定程度的有利作用,其主要是由于前 1 年或多年采伐后的运材路及其附近采伐迹地被大雪封住后,道路不通,没有人为活动,且植被稀疏,生境开阔,马鹿易于活动,马鹿较喜欢在此类生境活动^[23];林间公路对马鹿活动的影响在一定距离内较强,并且在一定的植被类型中随着距离的增加而影响减小^[24-26];植物群落的物种组成,可利用和不能被利用的植物种类、生物量及其比例,空间分布、物候、形成的物理结构等都为动物的生存和发展提供综合条件,综合地影响着动物的分布、种间关系及动态^[27]。由于研究地区经过建国前后的大规模采伐,原始植被类型(原始红松林顶级群落)很少存在了,但由于各地段采伐难易程度的不同,也形成了具有不同特征的植被类型,从而对马鹿的分布产生不同的影响;居民点、农田、林间公路、废弃运材路等人为干扰这一综合变量已成为马鹿晚冬期活动的主要影响因子,这个结论与张明海等研究冬季马鹿采食生境和卧栖生境选择时获得的结论相一致。

对马鹿晚冬生境产生非显著性影响的因子而言,并非指这些因子不是马鹿晚冬生境的重要组成部分,如食物丰度、隐蔽级、坡向、坡位、雪深等,而是指其对马鹿不同生境的选择产生显著影响。由于多年的重复采伐,整个研究区域内新萌生的马鹿喜食的杨、桦、柳等幼树枝条等十分丰富,且分布较为均匀,整个研究区域的林木盖度和隐蔽度差异不大,故食物丰度和隐蔽级对马鹿活动的限制不大;坡向、坡位等地形因子虽然是构成的微生境的组成部分,但由于晚冬时节,日照开始变长,气温开始回升,马鹿活动的范围较广,故坡向、坡位没有成为马鹿活动的主要影响因子;晚冬积雪达到一年中的最厚时期,雪深越来越成为马鹿活动的障碍,积雪深达 40cm 以上时,其行走困难,消耗内能较多^[8],但由于研究地区各种类型的生境的雪深差异不大,马鹿几乎没有回避深雪的选择机会。此外,虽然晚冬时期研究生境破碎化对马鹿的影响具有典型意义,而上述变量在冬季的其他时期或其他季节哪种生境因子起到破碎化作用还有待进一步研究。

4.2 景观连接度

景观连接度是抽象的,它不能仅仅通过景观结构的特征得到反映,必须在研究景观结构的基础上,通过观测生物的生态行为和对生物迁徙、生存的影响,测定景观连接度,它表达了生物群体在景观中活动、生存的能力和景观元素对它的抑制程度,其取值范围在 0.0~1.0。对于马鹿而言,对于森林采伐等生产活动的反应不甚敏感,在较近的距离内产生一定的干扰,但随着与采伐点距离的增加,其影响越来越小,景观连接度也应该随之增大;马鹿完全回避农田和居民点,足迹出现频率为 0,因此其在居民点和农田内的景观连接度最低也应为 0;相应距离居民点和农田较近的样方内,马鹿的足迹能够出现其足迹链数量很少,景观连接度应较低;但由于目前森林采伐、林间公路的噪声、当地居民的其他生产等活动使马鹿几乎没有不受人为活动干

扰的空间。因此,各生境因子的最高景观连接度很少为 1,总的景观连接度为 1 的概率更少。为了进一步明确马鹿的不同生境梯度,引入了模糊数学中隶属函数的概念,结合景观连接度的生物学意义以及研究地区随景观因子各类型变化马鹿出现频率的变化情况,可以认为马鹿出现频率高的地段,虽然仍受到一定程度的自然及人为因素限制,但较适合马鹿的活动和生存,因而可以认为这个地段的景观连接度较高。反之,亦然。最终根据隶属函数,对马鹿的 3 种典型生境类型赋值为 0、0.1、0.5、0.9、1 等 5 个较为明确的层次,以便于通过评价模型处理后进行类型的再划分^[28]。此外,由于随着时间的变化,各种生境因子也在不断的发生变化。因此,景观连接度也可能随着时间和空间的变化而变化。

4.3 景观空间结构的特征指数

仅仅面积的大小和隔离并不完全能够说明生境斑块中物种变化的原因。其他的景观和残余斑块的结构特征,如形状、边缘、周围的基底以及从前的干扰都强烈地影响着物种对破碎化生境的反映^[29~32]。本次研究着重揭示完达山马鹿生境中各类景观的斑块结构特征及其影响因子作用。50 多年前,完达山林区还是原始红松林植被覆盖的地区,但现在农田、居民点以及林间公路等建设不仅造成了原始植被类型的改变,而且其导致了马鹿生境的斑块化,生态功能不断丧失。从上述研究结果可知,虽然不适宜生境的斑块数量较少,但人为景观(居民点和农田等)是其主要组成部分,其对其他各类型景观的影响十分明显。平均周长-面积比指数表明适宜地区的破碎化程度最大,其指数高达 332.43,随着人类活动影响的加强依次减少为 275.24、204.94 和 186.16,表明人类活动所导致的适宜生境丧失与景观破碎化程度呈正比关系;一般适宜地区的平均斑块分维数最高达 1.076,斑块最为复杂;从适宜地区到不适宜地区,景观平均蔓延度指数从 0.749、0.793、0.826 到 0.837,呈显著增大,景观破碎度逐渐减小,人类活动影响增强;这种情况与完达山林区的马鹿分布现状是相一致的,即距离农田、居民点、林间公路等人为活动景观越远的地域,人类活动影响程度越低,马鹿出现的频次越高(表 4),但由于人类活动的影响而造成的适宜地区和次适宜地区的潜在的生态功能的丧失十分严重,斑块的破碎化程度很高,揭示出完达山林区马鹿景观结构与人类活动关系,即人类的活动强度所导致的生境生态功能的丧失而造成的破碎化程度成正比。人类的开发活动逐步将马鹿的适宜地区不断分割,由于生态功能不断丧失,退化为次适宜地区,如继续恶化则退化为马鹿利用率较低的一般适宜地区和马鹿完全回避的不适宜地区,出现生态功能逐步丧失的趋势。

可见,研究地区的马鹿适宜地区和次适宜地区距离居民点、农田、林间公路、采伐点等较远,受人为活动的干扰较小,但由于生态功能的丧失而导致斑块数量最多,破碎化程度最大。很多研究表明生境破碎化减少景观中野生动物的可利用生境,从而减少野生动物种类及其群数量表明,景观中的栖息地丧失 80% 以上时,物种必然突然灭绝^[33],当 60% 的野生动物栖息地从景观中丧失后,栖息地的剩余斑块可由于太隔离而不能被野生动物所利用^[34]。动植物持续生存完全依赖于那些残存分布斑块的保留和有效管理^[35]。

因此,为实现完达山地区马鹿资源的有效保护和管理,一方面应加强对适宜地区景观斑块的有效管理,严格控制或降低来自外部斑块的干扰,同时加强次适宜生境的生态功能的恢复,应及时关闭林间道路,并实施封山育林,恢复生境质量,控制其继续破碎化的趋势。另一方面,应对一般适宜地区和不适宜地区的林业生产经营活动进行科学化、规范化管理,使经济活动与生态建设相互协调,促进当地马鹿资源的保护和可持续利用。

References:

- [1] Fu B J, Cheng L D. Landscape diversity types and their ecological significance. *Acta Geogr. Sin.*, 1996, **51**(5):454~462.
- [2] Primack R B. *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland, Massachusettes, USA: Sinauer Associates Inc. Publishers, 1993.
- [3] Saunders D A, Hobbs R J, Margules C R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.*, 1991, **5**(1):18~32.
- [4] Wan D M, Gao W, Wang Q Y, et al. Effects of habitat fragmentation on nesting site selection of red-crowned crane. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(50):58~584.
- [5] Wang S. *China red data book of endangered animals*. Beijing: Science Press, 1998. 119~125.
- [6] Xu Q X, Zhang M H, Lu B X. Study on the status of red deer population in Heilongjiang Province. *Journal of Economic Animal*, 2000, **4**(1):57~62.
- [7] Cheng H P, Xiao Q Z. The diet analysis of red deer in Dailing forest region during the winter. *Acta Theriologica Sinica*, 1989, **9**:8~15.
- [8] Zhang M H, Xiao Q Z. The study of the selection of foraging and bedding habitat during winter. *Acta Theriologica Sinica*, 1990, **10**, 175~183.
- [9] Chang H, Xiao Q Z. The selection of red deer habitat in Dailing region during the winter. *Acta Theriologica Sinica*, 1988, **8**, 81~88.
- [10] Fu B J. The spatial pattern analysis of agricultural landscape in the loess area. *Acta Ecological Sinica*, 1995, **15**(2), 113~120.
- [11] Forman R T T, Godron M. *Landscape Ecology*. New York: Wiley, 1986.

- [12] O'Neil R V, Krummel J R, *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, **1**: 153~162.
- [13] Turner M G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 1990, **4**: 21~30.
- [14] Turner G, and Gardner R H. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. New York: Springer, 1991.
- [15] Cheng W B, Xiao D N, Li X Z. Classification, application, and creation of landscape indices. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(1): 121~125.
- [16] O'Neill R V, Riitters K H, Wickham J D, *et al.* Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosyst. Health*, 1999, **5**(4): 225~233.
- [17] Riitters K H, Riitters K H, O'Neill R V, *et al.* A factor analysis of landscape pattern and structure metrics, *Landscape Ecol.*, 1995, **10**(1): 23~39.
- [18] Patton D R. A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildl. Soc. Bull.*, 1975, **3**: 171~173.
- [19] Cheng L D, *et al.* Analysis of impact of human activity on landscape structure in Yellow River Delta-a case study of Dongying region. *Acta Ecologica Sinica*, 1996, **16**, 337~344.
- [20] Jiang Z G, Robert J Hudson. Ambient temperature, food and foraging activities of wapiti, *cervus elaphus nelsoni*, in aspen boreal fores. *Acta Theriologica Sinica*, 1996, **16**(4): 250~258.
- [21] Anne Loison, Rolf Langvatn. Short-and long-term effects of winter and spring weather on growth and survival of red deer in Norway. *Oecologia*, 1998, **116**: 489~500.
- [22] Edge W D and Marcum C L. Effects of logging activities on home range fidelity of elk. *Journal of Wildlife Management*, 1985, **49**: 741~744.
- [23] Cheng H P, Wu J P, Zhang M H. *Red deer of Heilongjiang Province*. Harbin: Northeast Forestry University Press, 1997.
- [24] Lyon L J. Road Density Models Describing Habitat Effectiveness for Elk. *Journal of Forestry*, 1983, 592~595.
- [25] Rost G R and Bailey J A. Distribution of Mule deer and Elk in relation to Roads. *J. Wildl. Manage.*, 1979, **43**(3): 634~641.
- [26] Lyon L J. Habitat Effectiveness for Elk as Influenced By Roads and Cover. *Journal of Forest*, 1979, 658~660.
- [27] Hall A T, *et al.* Population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) in nutrient enriched old field communities. *Mamm.*, 1991, **72**: 332~342.
- [28] Cheng L D, Liu X H, Fu B J. Evaluation on Giant Panda habitat fragmentation in Wolong Nature Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(3): 291~297.
- [29] Laurance W F. Responses of mammals to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research*, 1997, **24**: 603~612.
- [30] Laurance W F, Yesen E. Predicating the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 1991, **55**: 77~92.
- [31] Malcolm J R. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 1994, **75**: 2483~2445.
- [32] Dunstan C E, Fox B J. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground dwelling small mammals on the Roberson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography*, 1996, **23**: 187~201.
- [33] Andrew, *et al.* Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 1994, **71**: 355~366.
- [34] O'Neil R V, Gardner R H and Turner M G. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology*, 1992, **7**: 55~61.
- [35] Michelle P Cox, Chris R Dickman, John Hunter. Effects of rainforest fragmentation on non-flying mammals of the Eastern Dorrigo Plateau, Australia. *Biological Conservation*, 2003, **115**: 175~189.

参考文献:

- [1] 傅伯杰, 陈利顶. 景观多样性类型及其生态意义. *地理学报*, 1996, **51**(5): 454~462.
- [4] 万冬梅, 高玮, 王秋雨, 等. 生境破碎化对丹顶鹤巢址选择的影响. *应用生态学报*, 2002, **13**(50): 58~584.
- [5] 汪松. 中国濒危动物红皮书. 兽类. 北京: 科学出版社, 1998.
- [6] 许庆翔, 张明海, 路秉信. 黑龙江省野生马鹿种群资源现状研究. *经济动物学报*, 2000, **4**(1): 57~62.
- [7] 陈化鹏, 萧前柱. 带岭林区马鹿冬季食性研究. *兽类学报*, 1989, **9**(1): 8~15.
- [8] 张明海, 萧前柱. 冬季马鹿采食生境和卧栖生境选择的研究. *兽类学报*, 1990, **10**(3): 175~183.
- [9] 常弘, 萧前柱. 带岭地区马鹿冬季对生境的选择性. *兽类学报*, 1988, **8**(2): 81~88.
- [10] 傅伯杰. 黄土区农业景观空间格局分析. *生态学报*, 1995, **15**(2): 113~120.
- [15] 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.
- [19] 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.
- [23] 陈化鹏, 吴建平, 张明海. 黑龙江省马鹿. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1997.
- [28] 陈立顶, 刘雪华, 傅伯杰. 卧龙自然保护区大熊猫生境破碎化的研究. *生态学报*, 1999, **19**(3): 291~297.