

DOI: 10.5846/stxb201410011945

梁国付, 卢训令, 贾振宇, 丁圣彦. 林地面积比例梯度下景观组成和构型对生物多样性的影响. 生态学报, 2016, 36(10): - .

Liang G F, Lu X L, Jia Z Y, Ding S Y. Effects of woodland composition and configuration along a woodland area ratio gradient on biodiversity conservation. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(10): - .

林地面积比例梯度下景观组成和构型对生物多样性的影响

梁国付^{1,2,*}, 卢训令^{1,2}, 贾振宇^{1,2}, 丁圣彦^{1,2}

1 教育部黄河中下游数字地理技术重点实验室, 开封 475004

2 河南大学环境与规划学院, 开封 475004

摘要:以黄河中下游郑州地区为研究区域, 根据林地面积比例高低, 把确定的 260 块景观区域划分为林地面积比例高(>50%)、中等(50—30%)、低(30—10%)和非常低(<10%)共 4 个不同类型; 采用概率连接度指数(Probability index of connectivity, PC)表征林地栖息地可用性程度。利用 R 软件里的广义线性模型(GLM), 分析了 10、50、100、250、500、1000、2000 和 3000 m 物种不同扩散能力下, 反映林地景观组成和构型特征的林地面积比例(PA), 以及林地面积比例(PA)与林地斑块数量(NP)、林地平均斑块大小(PS)、林地斑块隔离度(PI)组合作用对栖息地可用性的影响。结果表明: 在林地面积比例高的区域, 林地面积比例是决定栖息地可用性程度的重要影响因素; 在林地面积比例中等的区域, 除林地面积比例外, 林地斑块隔离度和平均斑块大小是主要影响因素; 在林地面积比例低和较低时, 依据物种扩散能力的不同, 需要考虑平均斑块大小和林地斑块数量的影响。景观中不同林地面积比例情况下, 生物保护措施和管理要依据林地面积比例、林地斑块数量、林地平均斑块大小、以及林地斑块隔离度。

关键词:生物多样性; 景观异质性; 概率连接度指数; 郑州地区

Effects of woodland composition and configuration along a woodland area ratio gradient on biodiversity conservation

LIANG Guofu^{1,2,*}, LU Xunling^{1,2}, JIA Zhenyu^{1,2}, DING Shengyan^{1,2}

1 Key Laboratory of Geospatial Technology For the Middle and Lower Yellow River Regions, Ministry of Education, Kaifeng 475004, China

2 College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475004, China

Abstract: Biodiversity is one of the key factors affecting ecosystem services, and there are very close connections between agricultural ecosystem and species diversity. The expansion of agricultural land and enhancement of land intensive utilization cause great pressure on the protection of agricultural landscape biodiversity. In highly intensive agriculture landscape, woodlands are important habitats for biodiversity protection. Reduction of the vegetation coverage can lead to changes of habitat patch composition and configuration, which mainly including the decrease of mean patch size and increase of patch isolation degree and number of patches, then impacts species dispersal and settlement. Landscape heterogeneity can affect a variety of ecosystem processes, functions and ecosystem services. The composition and structure of biological habitats in agricultural landscape have an important role in maintaining species diversity. This also makes the transformation of biodiversity protection approaches from species centered to multifunctional landscape planning. Though the composition of landscape habitat patches is crucial for species survival, whether organisms can migrate successfully from one habitat patch

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41471146, 41071118); 河南省高校青年骨干教师资助计划项目(2012GGJS-031)

收稿日期:2014-10-01; **网络出版日期:**2015-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lianguofu@126.com

to another or not also depends on the landscape connectivity between the two patches. The landscape connectivity level is determined by landscape structure and organisms' behavior characteristics together. To avoid species loss in landscape level, enhancing landscape connectivity becomes particularly important. The aim of this study is to investigate the contribution of the proportion of woodlands area (PA), number of patches (NP), mean patch size (PS), mean patch isolation (PI) for habitat availability (characterizing by probability index of connectivity, PC) along a gradient of woodlands area. Zhengzhou, Henan Province, a typical agricultural region in the middle and lower reaches of the Yellow River, was selected as the case study area. The mixed-effects models (Multi-model Inference, MMI) were applied to model the effects of woodlands landscape characteristics and habitat availability. The explanatory variables are landscape characteristics, namely PA, NP, PS, PI, and eight hypothetical species dispersal abilities (10, 50, 100, 250, 500, 1000, 2000 and 3000 m). 260 landscapes units are classified into four scenarios according to the proportion of woodlands area, high (>50%), intermediate (50—30%), low (30—10%) and very low (<10%). The analytical results show that, in regions with high proportion of woodlands area (>50%), the proportion of woodlands area is the most important factor that affects the degree of habitat availability. In regions with intermediate proportion of woodlands area (50—30%), besides the proportion of woodlands area, mean patch isolation and mean patch size are the main factors that must be considered. In regions with low and very low proportion of woodlands area (<30%), depending on the different species dispersal abilities, it is need to consider the effect of mean patch size and number of patches. For landscape management, we suggest that, conservation efforts should focus on maintaining the current forest, especially in landscapes with high proportion of woodlands area. While in landscapes with intermediate and low proportion of woodlands area, restoration should aim at enhancing habitat availability and reducing isolation. In the regions with very low proportion of woodlands area, managers must put the habitat restoration in the first place to avoid local extinction.

Key Words: biodiversity; landscape heterogeneity; probability index of connectivity(PC); Zhengzhou area

农业用地的持续扩展和土地利用集约化程度的增强对农业景观中生物多样性保护造成了巨大的压力^[1-3],农业景观中生物栖息地斑块的组成和结构对维持物种多样性有重要影响^[4-6],这也使得生物多样性保护途径从传统的以物种为中心的保护途径,逐渐转向以生态系统、景观为中心的多功能景观规划途径^[7-8]。景观中栖息地斑块的组成对于物种的生存至关重要,但生物体能否从一个栖息地斑块到达另外一个栖息地斑块,还取决于二者之间的景观连接度水平。景观结构特征和生物体行为特性共同决定景观连接度高低^[9-13]。研究表明,植被盖度的降低会导致栖息地斑块组成和构型的改变,如平均斑块大小的降低、斑块隔离度的增加、斑块数量的变化等^[14-15],进而影响物种的扩散和定居^[16-18]。为了避免景观水平上物种的丧失,增强景观连接度对物种来说是非常重要的^[19],因为面积大但是隔离度高的斑块,物种不容易到达^[20-21]。农业景观地区,林地面积、组成和构型等特征是如何影响生物的生存的?这对景观水平上的生物保护和恢复行为很重要^[22],也是生物保护中需要深入研究的问题^[23-24]。黄河中下游地区是中华文明的发源地,农业开发历史悠久,景观破碎化程度高,生物多样性受自然和人为双重因素干扰严重,农业生态系统稳定性差。近年来,随着国家中部崛起战略的提出,郑州市经济发展迅速,城市化进程加快,随着农业土地利用方式的改变,农业景观中的自然和半自然栖息地的丧失和破碎化现象日益突出。该区域景观异质性和生物多样性保护等研究逐渐受到重视^[25-26]。但是对于开展区域农业景观中不同林地面积比例下景观组成和构型变化与生物多样性保护的研究还比较少。本研究以郑州地市林地景观为研究对象,采用多模型推理方法(Multi-model Inference, MMI)^[27],分析不同林地面积比例下,林地栖息地斑块数量、大小和隔离度等组成和构型特征对林地栖息地可用性的影响,为景观水平上农业生物多样性保护及农业生态系统的健康发展提供依据。

1 研究区域概况

郑州地区位于秦岭东段余脉,地理坐标为 34°16'—34°58'N, 112°42'—114°13' 之间(图 1),总面积约

7576.83km², 该区属暖温带大陆性季风气候, 四季分明, 年平均气温 14.4℃, 多年平均降水量为 600—700mm。研究区地处豫西山区向黄淮平原过渡地带, 地势西高东低, 呈阶梯状下降, 由西部、西南部构造侵蚀中低山, 逐渐下降过渡为构造剥蚀丘陵、黄土丘陵、倾斜(岗)平原和冲积平原, 形成了山地、丘陵和平原较为完整的地貌序列。土壤属于暖温带棕壤及褐土地带, 土壤类型主要有褐土和潮土两大类。地带性植被属于暖温带落叶阔叶林植被型, 主要分布在山地区, 农业区地带性植被目前已几乎消失殆尽, 取而代之的是大量的农田和少量的人工植被, 林地以人工种植的杨树林(*Populus spp.*)为主。研究区林地面积为 1021.70km², 占研究区总面积的比例为 13.48%; 林地斑块数量为 5686 块, 其中面积最小的为 167.24m², 面积最大的为 82.05km², 斑块平均面积 179687.38m²。郑州市是国家区域性中心城市之一, 是中国中部地区的特大型大都会和主要经济中心之一, 中原经济区的中心城市, 经济发展迅速。

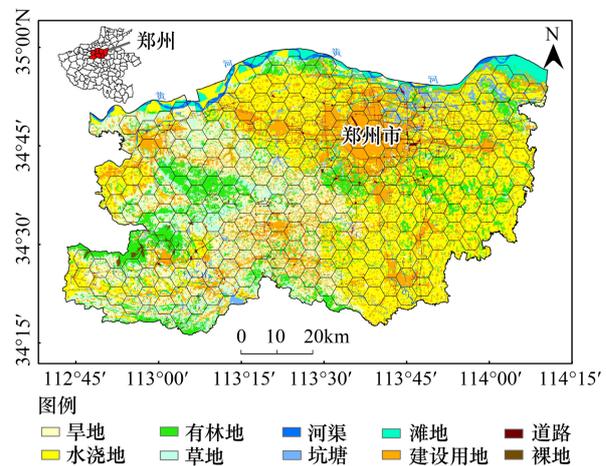


图 1 研究区地理位置示意图

Fig.1 Location of the study area

2 数据来源与研究方法

2.1 数据采集

本文的研究数据源: 研究区的 2010 年 1:1 万土地利用现状图, 数据来源于河南省第二次土地调查资料; 自然地理基础数据(包括地形地貌、土壤、水文和植被的基本资料)。

2.2 数据分析

2.2.1 景观单元划分

研究中划分了 260 个正六边形的景观单元, 每个正六边形的边长为 3000m, 面积为 23.38km², 确定依据为景观单元的面积要足够大, 能包括具有最大扩散能力(3000m)的物种, 不同林地面积比例下都有足够的景观单元数量用于分析。首先计算每一个正六边形内林地斑块面积比例, 然后根据林地面积比例高低划分为: 高(林地面积比例>50%, 景观单元数 5)、中等(林地面积比例为 50—30%, 景观单元数 23)、低(林地面积比例为 30—10%, 景观单元数 79)和非常低(林地面积比例<10%, 景观单元数 153)4 个级别。

2.2.2 景观要素分析

在不同盖度的景观单元内, 根据林地生境特征, 选取反映林地景观组成和构型的指数, 主要包括: 林地面积比例(Proportion of Woodlands Area, PA)、林地斑块数量(Number of Patches, NP)、林地平均斑块大小(Mean Patch Size, PS), 以及林地斑块隔离度(Mean Patch Isolation, PI), 隔离度计算采用林地斑块间的平均欧式距离来度量。

栖息地可用性采用概率连接度指数(Probability index of connectivity, PC)来表征, 计算采用 Conefor Sensinode 2.2 软件^[28], 方法如下:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot P_{ij}^*}{A_L^2}$$

式中, a_i 和 a_j 分别为斑块 i 和 j 的面积, P_{ij}^* 为斑块 i 与斑块 j 间所有路径概率乘积的最大值, A_L 为研究区总面积。 $0 < PC < 1$, 随着景观连接度的增加而增加, 在距离阈值内, 斑块连通, 距离阈值外, 斑块则不连通。 $PC = 0$, 表示各生境斑块之间没有连接; $PC = 1$, 表示整个景观均为生境斑块。研究中将距离阈值确定为 $d = 10、50、$

100、250、500、1000、2000 和 3000m 共 8 个不同的距离阈值,代表该区域不同物种扩散能力的高低,在此 8 个距离阈值下分析林地景观组成和构型特征对连接度的影响。

2.2.3 统计分析

研究采用多模型推理方法,基于赤池信息量准则(Akaike Information Criterion, AIC)的多模型推理(MMI),来比较 PA、NP、PS、PI,及其组合作用对栖息地可用性的影响。因为 PA 是栖息地可用性的重要影响因素,所以 PA 在不同的预案分析中都单独参与分析,此外还分析了 PA+NP、PA+PS、PA+PI 共 3 中不同组合作用下对栖息地可用性的影响。

通过广义线性模型(GLM)来分析解释变量和响应变量之间的关系。概率连接度(PC)采用 Poisson 误差分布和一个对数连接函数来对解释变量和响应变量的关系进行估算。然后基于已定义的模型集合,在每个距离阈值(10、50、100、250、500、1000、2000 和 3000m)下,用线性指示变量来完成模型拟合程度。由于不同林地面积比例下景观数量多少差别大,故使用修正后的 AIC,即 AIC_c (Akaike Information Criterion corrected, AIC_c)来比较和排列模型,同时还计算了 ΔAIC_c 变化量,即 $\Delta_i (= AIC_c_i - AIC_{c_{min}})$ 和赤池权重(Akaike weight, w_i),通过 ΔAIC_c 和 w_i 确定最合适的竞争模型及其解释程度的高低,当 $0 < \Delta AIC_c \leq 2$ 时,该模型被认为是同样可信的排名模型^[29]。所有的分析计算在 R3.1.0 统计软件中进行。

3 研究结果

3.1 林地盖度与栖息地可用性

从图 2 可以看出,不同林地面积比例下,随着物种扩散能力从 10、50、100、250、500、1000、2000 和 3000m 逐渐增加,林地面积比例与林地景观概率连接度指数呈指数关系,特别是在物种扩散能力较大的情况下表现的尤为明显;不同物种扩散能力下,分析不同林地面积比例时概率连接度指数的最大值趋势线表明(图 2 中各图内的趋势线),林地面积比例与林地景观概率连接度指数散点值越来越接近该趋势线。

3.2 物种扩散能力与栖息地可用性

不同林地面积比例下(>50%, 50—30%, 30—10%, <10%),概率连接度指数随着物种扩散能力的增高而增加,扩散能力高的物种可以利用更多的栖息地斑块;整体上,林地面积比例高的景观类型区域,概率连接度指数要比林地面积比例低的区域的概率连接度指数高,栖息地的可用性强;在林地面积比例>50%和物种扩散能力>250m 时,概率连接度指数变化已非常小(图 3)。

3.3 栖息地可用性的最优变量选取

在 4 种不同的林地面积比例情况下,林地面积比例、林地斑块数量、林地平均斑块大小、林地斑块隔离度,及其组合作用对林地景观连接度的影响各不相同(表 1)。

当林地面积比例>50%时,物种不同扩散能力下,模型中 PA 都是唯一且最优的解释变量,模型的解释程度也最好。

在林地面积比例为 50—30%时,模型选取的对林地景观连接度影响程度较大的解释变量差别较大。总体上,在物种扩散能力 ≤ 250 m 时,PA+PI 是比较重要的解释变量,物种扩散能力为 500—1000m 时,PA+PI 和 PA+PS 是应该首要考虑的解释变量,在物种扩散能力为 2000—3000m 时,PA 是最优的解释变量。

林地面积比例为 30—10%时,对于所有物种来讲,林地景观连接度的高低依赖于 PA+NP 和 PA+PS。物种扩散能力 ≤ 100 m 时,PA+PS 是模型中最优的解释变量,物种扩散能力 ≥ 250 m 时,PA+NP 是模型中最优的解释变量。在 100、250、500、3000m 不同物种扩散能力时,虽然模型中 PA+PS 和 PA+NP 的 ΔAIC_c 都小于 2,但并不影响该林地面积比例下最优解释变量的选取。

在林地面积比例较低情况下(<10%),物种扩散能力 ≤ 500 m 时,模型中 PA+PS 都是唯一且最优的解释变量,模型的解释程度也最好。随着物种扩散能力的增高,PA+NP 成为影响林地景观连接度的重要变量,在物种扩散能力为 3000m 时,PA 和 PA+NP 时解释程度较高的变量。

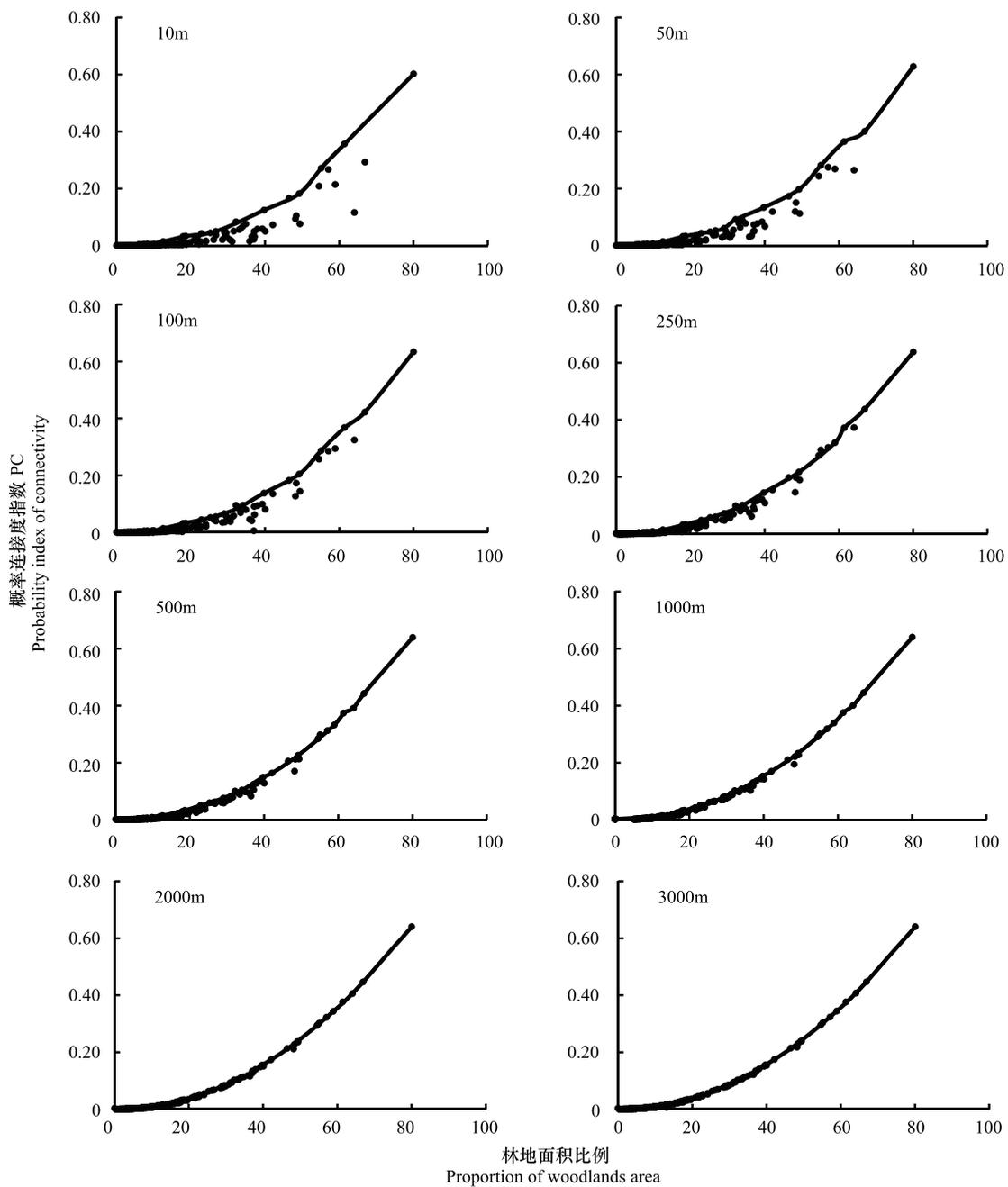


图 2 不同物种扩散能力下 (10、50、100、250、500、1000、2000 和 3000m) ,林地面积比例与概率连接度指数的关系图

Fig.2 Relationship between proportion of woodland area and PC under different species dispersal abilities (10、50、100、250、500、1000、2000 and 3000 m)

图中趋势线为每一林地面积比例下概率连接度指数的最大值

4 结论和讨论

生物生存与栖息地特征关系密切,景观破碎化会导致林地面积的降低,进而影响栖息地的可用性。通过分析山区、丘陵和平原地貌类型比较齐全的郑州地区农业景观中,林地景观特征和生物扩散特征共同作用下的林地景观连接度状况,可以更好地理解那些影响物种栖息地可用性的因素。研究表明,研究区林地面积比例与通过概率连接度指标表示的栖息地可用性之间的关系为指数关系,在不同物种扩散能力下,连接度与林地面积比例之间都呈指数增长。扩散能力低的物种在低的林地面积比例情况下,与该林地面积比例下连接度

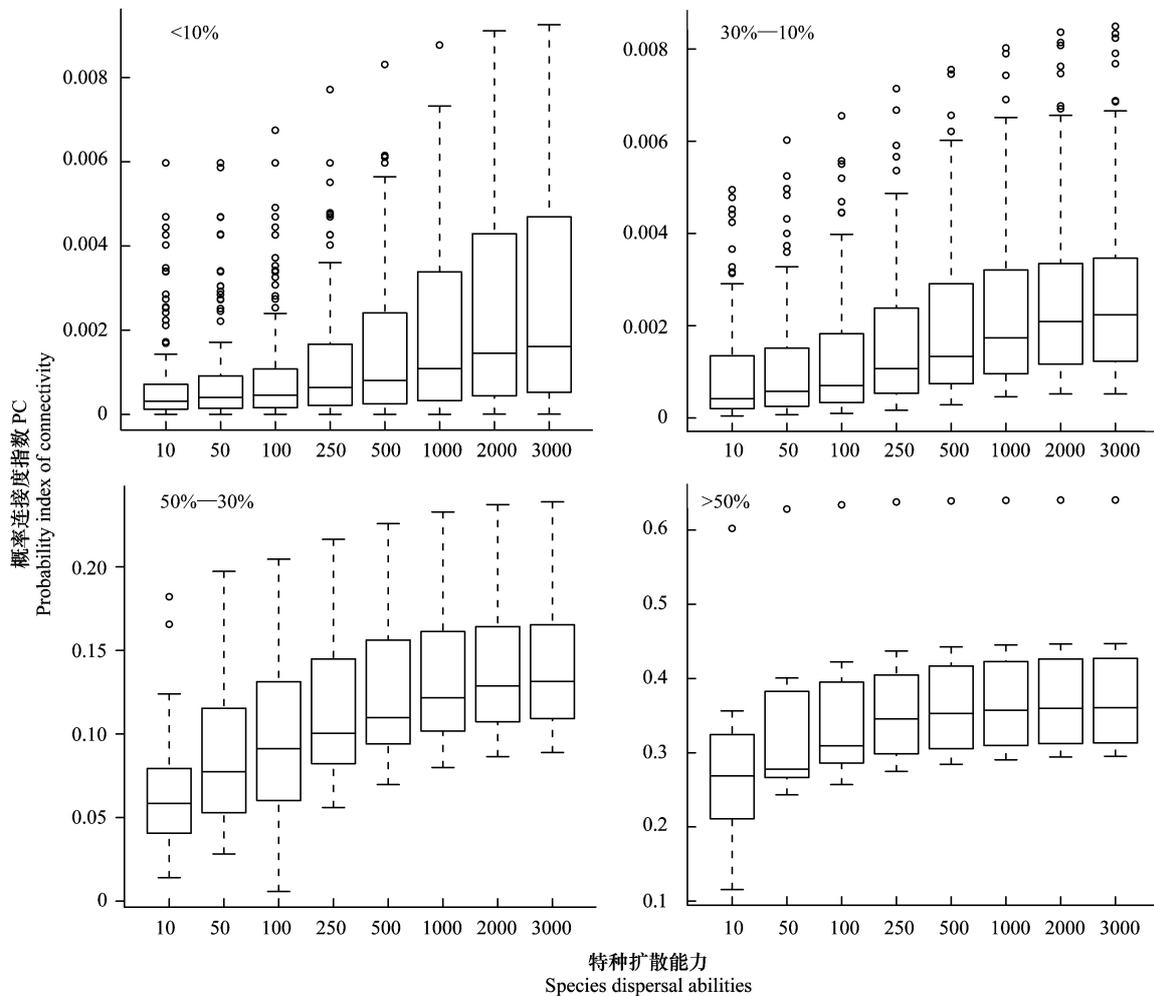


图3 不同林地面积比例下(>50%, 50—30%, 30—10%, <10%),物种不同扩散能力(10、50、100、250、500、1000、2000和3000 m)与概率连接度指数的关系图

Fig.3 Relationship between different species dispersal abilities (10, 50, 100, 250, 1000, 2000 and 3000 m) and PC under different proportion of woodlands area (>50%, 50—30%, 30—10%, <10%)

指数最大值的偏离程度大,充分说明了景观的特征和生物的特征共同决定景观连接度的高低,进而影响栖息地的可用性与生物的生存。

当林地面积比例>50%时,栖息地的可用性主要与林地面积比例有关系,而与物种的扩散能力和其他景观特征无关。在此景观中,林地斑块大,而且彼此之间距离也近,物种很容易从一个栖息地斑块迁移到另一个栖息地斑块,景观中存在大量相互连接的斑块。

在中等林地面积比例时(50—30%),扩散能力高的物种($\geq 2000\text{m}$)更容易在不同的斑块间迁移,林地斑块的隔离度和平均斑块大小对其影响小,栖息地的可用性与林地面积比例>50%时相似,栖息地的可用性主要与林地面积比例相关。而扩散能力相对低的物种,影响栖息地可用性高低的因素则要考虑林地斑块的隔离度和平均斑块大小。

在低的林地面积比例(30—10%)和物种扩散能力 $\leq 100\text{m}$ 时,林地面积比例和林地平均斑块大小是影响栖息地可用性的主要因子,随着物种扩散能力的提高,林地面积比例和林地斑块数量是主要影响因素。本研究中,在所有不同林地面积比例情况下,林地面积比例和林地平均斑块大小都呈正相关关系,而和林地斑块数量都呈负相关关系,低的林地面积比例,斑块数量越多,平均斑块大小也就越小,物种生存和定居也约困难。

在林地面积比例较低(<10%)时,总体栖息地可用性趋势和在低的林地面积比例(30—10%)时相似,物

种扩散能力相对较低时($\leq 500\text{m}$),林地面积比例和平均斑块大小是决定栖息地可用性的因素,说明生物的生
存定居中,林地面积比例和平均斑块大小存在阈值。随着物种扩散能力的提高($\geq 1000\text{m}$),物种能更好地利用
面积有限的林地斑块,可以在更广大的范围内寻找栖息地斑块,林地面积比例和斑块数量又成为主要考虑
的因素。

表 1 不同林地面积比例和物种扩散能力下栖息地可用性的解释模型选择结果

Table 1 Performance of models predicting habitat availability under different woodlands area and species dispersal abilities gradient											
林地面积比例(<10%) Proportion of woodlands area (<10%)			林地面积比例(10—30%) Proportion of woodlands area (10—30%)			林地面积比例(30—50%) Proportion of woodlands area (30—50%)			林地面积比例(>50%) Proportion of woodlands area (>50%)		
选用模型 Models	AICc 变化量 ΔAICc	赤池权重 w_i	选用模型 Models	AICc 变化量 ΔAICc	赤池权重 w_i	选用模型 Models	AICc 变化量 ΔAICc	赤池权重 w_i	选用模型 Models	AICc 变化量 ΔAICc	赤池权重 w_i
(a) 物种扩散能力为 10 m(Dispersal ability 10 m)											
PA+PS	0.00	0.76	PA+PS	0.00	0.95	PA+PI	0.00	0.47	PA	0.00	0.81
PA+NP	3.24	0.15	PA+NP	5.73	0.05	PA	0.90	0.30	PA+PI	4.36	0.09
PA	4.98	0.06	PA+PI	17.15	0.00	PA+NP	2.41	0.14	PA+NP	5.45	0.05
PA+PI	6.48	0.03	PA	17.33	0.00	PA+PS	3.54	0.08	PA+PS	5.55	0.05
(b) 物种扩散能力为 50 m(Dispersal ability 50 m)											
PA+PS	0.00	0.87	PA+PS	0.00	0.84	PA+PI	0.00	0.43	PA	0.00	0.77
PA+NP	4.19	0.11	PA+NP	3.36	0.16	PA	0.73	0.30	PA+NP	4.16	0.10
PA	8.11	0.02	PA	15.79	0.00	PA+NP	1.62	0.19	PA+PS	4.65	0.08
PA+PI	10.12	0.01	PA+PI	16.15	0.00	PA+PS	3.34	0.08	PA+PI	5.03	0.06
(c) 物种扩散能力为 100 m(Dispersal ability 100 m)											
PA+PS	0.00	0.93	PA+PS	0.00	0.70	PA	0.00	0.40	PA	0.00	0.77
PA+NP	5.25	0.07	PA+NP	1.71	0.30	PA+NP	0.86	0.26	PA+NP	4.16	0.10
PA	11.19	0.00	PA	15.38	0.00	PA+PI	1.22	0.22	PA+PS	4.65	0.08
PA+PI	13.22	0.00	PA+PI	15.77	0.00	PA+PS	2.55	0.11	PA+PI	5.03	0.06
(d) 物种扩散能力为 250 m(Dispersal ability 250 m)											
PA+PS	0.00	0.91	PA+NP	0.00	0.52	PA+PI	0.00	0.52	PA	0.00	0.76
PA+NP	4.62	0.09	PA+PS	0.19	0.48	PA	1.84	0.21	PA+NP	3.96	0.11
PA	12.60	0.00	PA+PI	15.90	0.00	PA+PS	1.87	0.21	PA+PS	4.77	0.07
PA+PI	14.52	0.00	PA	15.98	0.00	PA+NP	4.34	0.06	PA+PI	5.02	0.06
(e) 物种扩散能力为 500 m(Dispersal ability 500 m)											
PA+PS	0.00	0.75	PA+NP	0.00	0.70	PA+PI	0.00	0.41	PA	0.00	0.79
PA+NP	2.30	0.24	PA+PS	1.68	0.30	PA+PS	0.33	0.35	PA+PS	5.15	0.06
PA	9.51	0.01	PA	15.26	0.00	PA+NP	4.19	0.05	PA+NP	4.34	0.09
PA+PI	10.74	0.00	PA+PI	15.30	0.00	PA	1.53	0.19	PA+PI	4.98	0.07
(f) 物种扩散能力为 1000 m(Dispersal ability 1000 m)											
PA+NP	0.00	0.52	PA+NP	0.00	0.78	PA+PS	0.00	0.39	PA	0.00	0.81
PA+PS	0.59	0.39	PA+PS	2.60	0.21	PA+PI	0.56	0.30	PA+NP	4.89	0.07
PA	4.87	0.05	PA	11.79	0.00	PA	0.94	0.25	PA+PI	4.98	0.07
PA+PI	4.99	0.04	PA+PI	12.71	0.00	PA+NP	3.61	0.06	PA+PS	5.46	0.05
(g) 物种扩散能力为 2000 m(Dispersal ability 2000 m)											
PA+NP	0.00	0.45	PA+NP	0.00	0.74	PA	0.00	0.40	PA	0.00	0.82
PA	1.44	0.22	PA+PS	2.52	0.21	PA+PS	0.71	0.28	PA+PI	5.02	0.07

续表

林地面积比例(<10%) Proportion of woodlands area (<10%)		林地面积比例(10—30%) Proportion of woodlands area (10—30%)		林地面积比例(30—50%) Proportion of woodlands area (30—50%)		林地面积比例(>50%) Proportion of woodlands area (>50%)					
PA+PS	1.75	0.19	PA	6.03	0.04	PA+PI	1.33	0.21	PA+NP	5.24	0.06
PA+PI	2.16	0.15	PA+PI	8.03	0.01	PA+NP	2.66	0.11	PA+PS	5.58	0.05
(h) 物种扩散能力为 3000 m (Dispersal ability 3000 m)											
PA	0.00	0.34	PA+NP	0.00	0.52	PA	0.00	0.50	PA	0.00	0.83
PA+NP	0.12	0.32	PA+PS	1.52	0.24	PA+PS	1.80	0.20	PA+PI	5.03	0.07
PA+PI	1.31	0.18	PA	2.24	0.17	PA+PI	2.20	0.17	PA+NP	5.35	0.06
PA+PS	1.62	0.15	PA+PI	4.35	0.06	PA+NP	2.63	0.13	PA+PS	5.59	0.05

PA:林地面积比例 Proportion of Woodlands Area; NP:林地斑块数量 Number of Patches; PS:林地平均斑块大小 Mean Patch Size; PI:林地斑块隔离度 Mean Patch Isolation; AICc:修改后的赤池信息量准则 Akaike Information Criterion corrected; $\Delta AICc$: $AICc_i - AICc_{min}$ AICc 变化量; w_i : $\Delta AICc$ ($AICc_i - AICc_{min}$), w_i (Akaike weight) 赤池权重

林地斑块隔离度对栖息地可用性的影响只在林地面积比例为 50—30% 和扩散能力 $\leq 1000m$ 时表现的较为明显,与设想的林地斑块隔离度对物种扩散有显著影响不完全相符。在林地面积比例为 >50%、50—30%、30—10% 和 <10% 不同的景观类型下,林地斑块隔离度数值分别为 1902.79m、2166.56m、2184.61m、2221.62m,可以理解,当物种扩散能力 $\geq 2000m$,斑块间隔离度已对物种扩散不构成威胁,只有较低扩散能力的物种 ($\leq 1000m$) 才会受到影响。在林地面积比例小于 30% 时,林地斑块隔离度已不是重要因素,如上所说,林地平均斑块大小和林地斑块数量时应该主要考虑的因素。

本研究中,在所有不同林地面积比例情景下,平均斑块大小和概率连接度指数都呈正相关关系,说明平均斑块大小对栖息地可用性有重要影响,增加平均斑块大小,有利于生物的生存和定居。而斑块数量和概率连接度指数在林地盖度 >10% 时都呈负相关关系,在林地面积比例 <10% 时呈正相关关系,说明在林地面积比例极低的地区,生物保护首先还是要恢复林地栖息地斑块,再考虑平均斑块大小的影响。

研究结果表明,景观中不同林地面积比例情况下生物保护措施也不完全相同,管理要依赖与林地面积、林地斑块数量、林地平均斑块大小、以及林地斑块隔离度。林地面积高的区域,保护好现有的林地斑块,设置大的保护区,更有利于生物的保护。林地面积比例为中等和低的区域,应该恢复和增大已有林地斑块面积,减少斑块数量(增加平均斑块大小),或者增加潜在的廊道^[30],增强栖息地斑块之间的连接性。在林地面积比例非常低的区域,景观水平上,首先进行植被恢复,增加林地斑块数量和扩大斑块面积,使生物有生存的场所。

参考文献 (References):

- [1] 宇振荣, 谷卫彬, 胡敦孝. 江汉平原农业景观格局及生物多样性研究——以两个村为例. 资源科学, 2000, 22(2): 19-23.
- [2] Mozumder P, Berrens R P. Inorganic fertilizer use and biodiversity risk: An empirical investigation. Ecological Economics, 2007, 62(3): 538-543.
- [3] Meehan T D, Werling B P, Landis D A, Gratton, C. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(28): 11500-11505.
- [4] Kleijn D, Baquero R A, Clough Y, Diaz M, Esteban J D, Fernández F, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Jöhl R, Knop E, Kruess A, Marshall E J P, Steffan-Dewenter I, Tschamtko T, Verhulst J, West T M, Yela J L. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecology letters, 2006, 9(3): 243-254.
- [5] Clark J K, McChesney R, Munroe D K, Irwin E G. Spatial characteristics of exurban settlement pattern in the United States. Landscape and Urban Planning, 2009, 90(3): 178-188.
- [6] Zetterberg A, Mörtberg U M, Balfors B. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(4): 181-191.
- [7] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 王仰麟. 景观生态学原理及应用. 北京: 科学出版社, 2011: 276-277.
- [8] Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel F G, Crist T O, Fuller R J, Sirami C, Siriwardena G M, Martin J L. Functional landscape heterogeneity and

- animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 2011, 14(2): 101-112.
- [9] 陈利顶, 傅伯杰. 景观连接度的生态学意义及其应用. *生态学杂志*, 1996, 15(4): 37-42.
- [10] 刘世梁, 杨珏婕, 安晨, 邱扬, 王军. 基于景观连接度的土地整理生态效应评价. *生态学杂志*, 2012, 31(3): 689-695.
- [11] Moilanen A, Hanski I. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 2001, 95(1): 147-151.
- [12] Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 407-416.
- [13] Saura S, Rubio L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 2010, 33(3): 523-537.
- [14] 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.
- [15] Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 2003, 34: 487-515.
- [16] With K A, King A W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape ecology*, 1999, 14(1): 73-82.
- [17] Püttker T, Bueno A A, De Barros C D S, Sommer S, Pardini R. Immigration rates in fragmented landscapes- empirical evidence for the importance of habitat amount for species persistence. *PLoS One*, 2011, 6(11): e27963.
- [18] Crouzeilles R, Prevedello J A, Figueiredo M S L, Lorini M L, Grelle C E V. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability?. *Landscape Ecology*, 2014, 29(3): 479-489.
- [19] Tischendorf L, Fahrig L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 2000, 90(1): 7-19.
- [20] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 2006, 21(7): 959-967.
- [21] Luque S, Saura S, Fortin M J. Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. *Landscape ecology*, 2012, 27(2): 153-157.
- [22] Martensen A C, Ribeiro M C, Banks-Leite C, Prado P I, Metzger J P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, 2012, 26(6): 1100-1111.
- [23] Awade M, Boscolo D, Metzger J P. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landscape ecology*, 2012, 27(2): 185-198.
- [24] Decout S, Manel S, Miaud C, Luque S. Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape ecology*, 2012, 27(2): 267-279.
- [25] 梁国付, 许立民, 丁圣彦. 道路对林地景观连接度的影响——以巩义市为例. *生态学报*, 2014, 34(16): 4775-4784.
- [26] 陈杰, 梁国付, 丁圣彦. 基于景观连接度的森林景观恢复研究——以巩义市为例. *生态学报*, 2012, 32(12): 3773-3781.
- [27] Burnham K P, Anderson D R. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Berlin: Springer, 2002.
- [28] Saura S, Torné J. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 2009, 24(1): 135-139.
- [29] Grueber C E, Nakagawa S, Laws R J, Jamieson I G. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology*, 2011, 24(4): 699-711.
- [30] 陈利顶, 傅伯杰, 刘雪华. 自然保护区景观结构设计与物种保护——以卧龙自然保护区为例. *自然资源学报*, 2000, 15(2): 164-169.