

克拉玛依碳汇林景观组成对杨细蛾捕食性天敌数量及其生物控制作用的影响

王佳琳^{1,2} 林巍巍¹ 刘冬萍¹ 熊典广^{1*}

(1. 北京林业大学林学院, 省部共建森林培育与保护教育部重点实验室, 北京 100083;
2. 广东省中园生态规划设计院有限公司, 广东 广州 510000)

摘 要: 森林景观组成对杨细蛾 *Lithocolletis populifoliella* Trietschke 捕食性天敌(草蛉 Chrysopidae、胡蜂 Vespidae)及其生物控制作用的影响研究为应用景观配置手段防治林业害虫提供了理论依据。本文基于遥感影像分类图, 利用主成分分析和线性混合效应模型, 分别在4个空间尺度上(0.25, 0.50, 0.75, 1.00 km)分析克拉玛依碳汇林基地景观组成对杨细蛾2类捕食性天敌及其生物控制的影响作用。结果表明, 在克拉玛依碳汇林基地中, 增加景观中林地的比例, 即减少农田所占的比例, 能在林分中维系较高密度的天敌种群数量及其生物控制作用。因此, 在一定范围内合理规划景观组成, 有助于增加林分中有益昆虫的数量, 发挥其对害虫的生物控制作用。

关键词: 杨细蛾; 克拉玛依碳汇林基地; 景观组成; 捕食性天敌; 生物控制

中图分类号: S763.3 文献标识码: A 文章编号: 2097-5279(2025)01-0072-08

Effects of landscape composition on abundance of predatory natural enemies and their biological control of *Lithocolletis populifoliella* at carbon sink forests in Karamay

WANG Jialin^{1,2} LIN Weiwei¹ LIU Dongping¹ XIONG Dianguang^{1*}

(1. Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education College of Forestry, College of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2. Guangdong Zhongyuan Ecological Planning and Design Institute Co. Ltd, Guangzhou 510000, China)

Abstract: The impact of forest landscape composition on abundance of predatory natural enemies (Chrysopidae, Vespidae) and their biological control of *Lithocolletis populifoliella* Trietschke is researched, which can provide theoretical basis in applying landscape configuration methods to control forest pests. Based on remote sensing image classification maps, the impact of forest landscape composition on two predatory natural enemies and their biological control of *L. populifoliella* were analyzed at four spatial scales (0.25, 0.50, 0.75, 1.00 km) in utilizing principal component analysis and linear mixed effects models. The results showed that increasing the ratio of forestland to farmland in the landscape of the Karamay carbon sink forests could maintain a high abundance of natural enemies and increase their effects of biological control. Hence, proper landscape composition boosts the population of beneficial insects in the forest, and strengthens the capacity of biological control by natural enemies.

Key words: *Lithocolletis populifoliella*; carbon sink forests in Karamay; landscape composition; predator; biological control

森林景观是由林地、树篱、草地、耕地等不同斑块组成的镶嵌体, 在景观尺度上表现为物种生存的各类栖息地的空间网络结构。自然天敌对有害生物的防治是生态系统的重要功能之一(Losey et al., 2006; Naylor et al., 1997; Zhang et al., 2007), 而应用景观生态学的思路防控有害生物是生态学原理在森林保护领域的实践, 是生态调控的重要探索(蒋桂娟等, 2008)。目前, 国内外关于景观结构调控有害生物的研究多

集中在农业景观(李灵敏等, 2024; Gurr et al., 2016; Gurr et al., 2017), 林业上利用景观环境调控天敌种群数量及其生物控制作用的研究相对较少。例如, 苹果蠹蛾 *Cydia pomonella* L.种群数量会随着景观中果园斑块面积的增加而减少(Etienne et al., 2024); 裸地、草地和林地可增加蚜虫(Aphidoidea 蚜总科)的种群数量(赵紫华等, 2012)。此外, 农田景观在一定程度上也能够影响天敌的时空分布(江婷, 2020; 欧阳芳等,

收稿日期: 2024-11-23; 修回日期: 2024-12-18。

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFD1401300)。

* 通信作者: 熊典广(E-mail: xiongdianguang@126.com), 副教授。

2011; Balvanera et al., 2006; Bianchi et al., 2006; Fahrig et al., 2011), 从而显著影响天敌在生态系统中的生物控制作用(Chaplin-Kramer et al., 2011; Veres et al., 2013), 非作物生境占比较高的复杂景观能增强天敌对麦长管蚜 *Macrosiphum avenae* 种群的控制能力(2005)。然而, 相同生境下景观空间尺度对天敌昆虫及其生物控制能力的影响存在差异(董兆祥, 2023; Rusch et al., 2010; Schellhorn et al., 2015; Vandermeer et al., 2010)。因此, 在景观尺度上的生境管理是增强生物控制功能的重要途径。

新疆克拉玛依位于我国西北内陆, 降水稀少但蒸发量大, 生态环境极为脆弱, 特殊的气候条件与较为严重的荒漠化使得杨属植物成为当地林业的重要绿化树种。但由于结构单一、管理不当等原因, 杨树病虫害危害日益严重(樊秀英, 2013)。杨细蛾 *Lithocolletis populifoliella* Trietschke 是新疆地区杨树重要的害虫之一, 在北疆地区 1 a 发生 1 代, 其成虫在树皮裂缝、落叶层下越冬(刘明虎等, 2011), 幼虫潜入植物叶片组织内取食叶肉, 导致叶片提早干枯脱落, 树势衰弱, 严重时造成树冠内枝条局部枯死, 造成一定的经济和生态损失(玛黑扎·哈德肯, 2015)。目前国内外对杨细蛾的研究较为匮乏, 应用天敌控制杨细蛾的研究更少。已有研究表明, 新疆地区杨细蛾天敌种类较多, 如捕食性天敌胡蜂 Vespidae、食蚜蝇 Syrphidae、瓢虫 Coccinellidae 等(夏俊文等, 1999; 玛黑扎·哈德肯, 2015)。克拉玛依碳汇林区具有多样的杨树林景观, 为研究景观组成对天敌及其生物控制作用提供了丰富的样本。本研究探讨了新疆克拉玛依碳汇林基地的森林景观组成对杨细蛾 2 类捕食性天敌及其生物控制作用的影响, 研究结果为应用景观配置方法防控林业有害生物提供了重要的理论和实践价值。

1 研究方法

1.1 研究地点及样地设置

碳汇林基地位于新疆维吾尔自治区克拉玛依市克拉玛依区北部(84°50'6.481"E~85°5'20.311"E, 45°22'18.680"N~45°31'15.907"N), 面积 19 197 hm²。基地气候夏季炎热(极端高温 42.9℃)、(极端高温 42.9℃)、冬季严寒(极端低温-46℃), 干旱少雨且蒸发量大, 风沙多且强度大, 土壤以砾质戈壁土为主, 盐碱度高。由于基地大部分区域为戈壁荒漠, 且是克拉玛依地区的北部屏障, 成为克拉玛依市主要造林区。自 1999 年开始建设至今, 已营造各类防护林、用材林和生态林 1 000 km² 以上, 树种包括俄罗斯杨 *Populus*

ruskii J.J. Chien & H.F. Chow、新疆杨 *Populus alba* var. *pyramidalis* Bunge、白榆 *Ulmus pumila* L.、小叶白蜡 *Fraxinus sogdiana* Bunge 等。

根据杨树林景观组成差异选择 16 个研究样圆, 样圆半径为 1.0 km, 每 2 个相邻样圆间距超过 2 km (图 1)。在样圆内随机选择 3 个林地景观, 每个林地景观设置 1 个 40 m × 40 m 的样地。

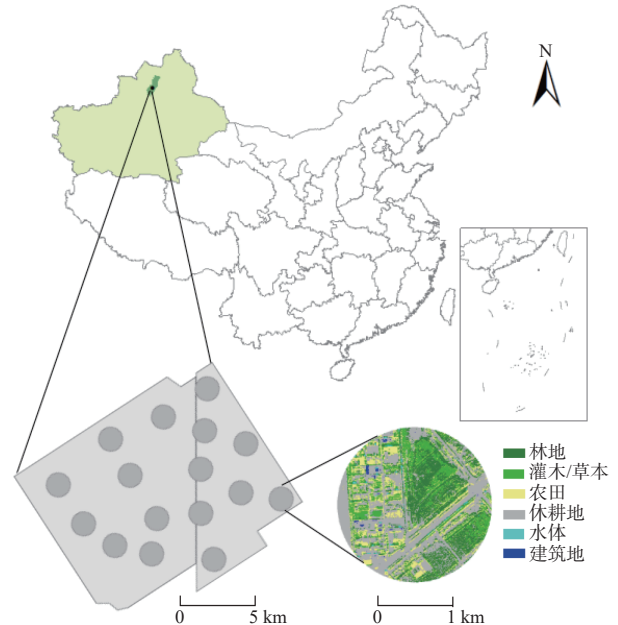


图 1 研究区位置及样地示意图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the research area

注: 该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审图号为 GS(2016)1570 号的标准地图制作, 底图无修改。

Notes: The map is based on the standard map of GS(2016) 1570 downloaded from the standard map service website of the National Bureau of Surveying, Mapping and Geoinformation, the base map is not modified.

1.2 调查时间

调查时间为 2017 年和 2018 年的 5 月下旬—9 月上旬。每年调查 3 次, 每次调查周期为 8~10 d, 调查间隔期为 22~25 d。

1.3 调查方法

1.3.1 杨细蛾虫口密度调查

卵期调查: 在每个样地内采用棋盘式抽样方法随机抽取样地内数量为 1/4 俄罗斯杨总量的样本为样树, 在样树的树冠中、下 2 个冠层, 东、西、南、北 4 个方向上各剪取 1 个从顶端向下 50 cm 带叶小枝, 检查统计小枝上卵量。

幼虫期调查: 在卵期调查样树的树冠中、下 2 个冠层, 东、西、南、北 4 个方向上各剪取 1 个从顶端向下 50 cm 带叶小枝, 检查统计幼虫数量。

成虫期调查: 成虫出蛰期, 在卵期调查样树的胸径处做宽 30 cm 的标记, 于每日 11:00 前或 19:00 后

统计上树成虫的数量。同时,采用昆虫性外激素诱芯及水盆对成虫进行诱捕,记录诱捕的成虫数量。

分别计算杨细蛾产卵期至幼虫期、幼虫期至成虫期的种群增长率。产卵期至幼虫期种群增长率(%)=(幼虫期虫口密度-产卵期虫口密度)/产卵期虫口密度×100;幼虫期至成虫期种群增长率(%)=(成虫期虫口密度-幼虫期虫口密度)/幼虫期虫口密度×100。

1.3.2 天敌种类和数量调查

树冠天敌种群调查:采用上述剪枝法调查并记录50 cm带叶枝条上的杨细蛾天敌数量;在各样地中心悬挂1个糖醋液对天敌成虫进行诱捕。糖醋液配方:糖3 g、乙酸1 mL、乙醇3 mL、水80 mL;糖醋液悬挂于树木背阴面、树冠外围离地高度约1.5 m的开阔处,于调查期的每日11:00前观察并记录诱捕到的天敌数量。天敌种类鉴定至科。

林下天敌种群调查:采用扫网法,沿样地中线以大约0.5 m/s的速度行走,左右挥动180°为1网,每个地块扫网30次,对网中天敌种类进行计数。天敌种类鉴定至科。

1.3.3 景观调查

用手持GPS记录每个样地中心的地理坐标,然后在谷歌地球地图中利用坐标获取距离中心点1.0 km以上周围地区的卫星图像,通过地面核查在地图上标明景观类型,以消除图像日期和调查期之间因土地使用变化而造成的误差(Liu et al., 2016)。对每个研究样地周围的每一生境类型进行数字化,从半径0.25 km, 0.50 km, 0.75 km, 1.00 km的4个空间尺度上用ArcGIS 10.2软件对数据进行汇总(以样地为中心向外延伸),将这些区域内的景观分为6类:林地、灌木/草本、农田、休耕地、水体、建筑地(Long et al., 2018)(图1)。

根据景观生境数据,以辛普森指数(D)代表景观

多样性指数,反映每个空间尺度景观的多样性,该指数不仅依赖于每个景观中的生境数量,还依赖于每种生境的均匀度。Simpson指数的方程是:

$$D = \frac{1}{\sum (p_i)^2}$$

式中 P_i 是指以6个景观类别为基础的土地使用类别中生境的比例(Gardiner et al., 2009b)。使用Fragstats 4.2计算每个半径的每个类别的比例和Simpson指数。

1.4 数据分析

数据分析使用R 3.4统计软件进行。利用FactoMineR包的PCA函数进行主成分分析(principal component analysis)降低4个空间尺度上景观数据的维数,利用变量间的相关性提取主成分轴(得到的因子不旋转),分析仅限于前2个特征向量(PC1、PC2)。利用nlme包的lme函数分别以天敌种群数量和杨细蛾种群增长率为因变量,建立与景观多样性指数、主成分1、主成分2的线性混合效应模型(表1, Model a),分析评估主成分和景观多样性指数对天敌种群数量的影响。每个空间尺度上有7个天敌数量候选模型,选择对数据支持最好的最小赤池信息准则(akaik information criterion, AIC)模型(AIC是一种常用的模型选择准则,用于比较不同模型的拟合能力和复杂度,AIC值越小表示模型的拟合能力越好)。在确定了杨细蛾产卵期至幼虫期、幼虫期至成虫期与天敌数量的最大拟合空间尺度后,将天敌种群数量纳入自变量,进一步建立线性混合效应模型(表1, Model b),选择最佳拟合模型(AIC值最小)。利用psych包的corr.test函数对杨细蛾种群增长率、2类天敌数量和景观变量在不同空间尺度上进行相关性分析,并进行显著性检验;使用stats包的scale函数对变量进行正态分布和方差齐性检验,并将不符合正态分布和方差齐性的变量进行数据标准化处理。

表1 杨细蛾种群增长率和天敌数量线性混合效应模型

Tab. 1 Linear mixed effect model between the growth rate of *L. populifoliella* population and its natural enemies abundance

| 模型 a Model a | 天敌数量模型 Models of natural enemies abundance | 模型 b Model b | 杨细蛾种群增长率模型 Models of <i>L. populifoliella</i> in growth rate |
|-----------------|---|-----------------|---|
| 1 | $Y=b_0+b_1D$ | 8 | $Y_1=b_0+b_1D+b_2NE$ |
| 2 | $Y=b_0+b_1PC1$ | 9 | $Y_1=b_0+b_1PC1+b_2NE$ |
| 3 | $Y=b_0+b_1PC2$ | 10 | $Y_1=b_0+b_1PC2+b_2NE$ |
| 4 | $Y=b_0+b_1PC1+b_2PC2$ | 11 | $Y_1=b_0+b_1PC1+b_2PC2+b_3NE$ |
| 5 | $Y=b_0+b_1D+b_2PC1$ | 12 | $Y_1=b_0+b_1D+b_2PC1+b_3NE$ |
| 6 | $Y=b_0+b_1D+b_2PC2$ | 13 | $Y_1=b_0+b_1D+b_2PC2+b_3NE$ |
| 7 | $Y=b_0+b_1D+b_2PC1+b_3PC2$ | 14 | $Y_1=b_0+b_1D+b_2PC1+b_3PC3+b_4NE$ |

注: D. 景观多样性指数; PC 1. 主成分 1; PC 2. 主成分 2; NE. 天敌数量。

Notes: D. Simpson's Diversity index; PC1. Principal Component 1; PC2. Principal Component 2; NE. Abundance of natural enemies.

2 结果与分析

2.1 杨细蛾和天敌数量

2017 年杨细蛾卵、幼虫、成虫的虫口密度分别为 (23.66 ± 6.09) 、 (25.58 ± 5.10) 、 (25.36 ± 4.33) 头/株；2018 年杨细蛾卵、幼虫、成虫的虫口密度分别为 (23.18 ± 5.31) 、 (24.37 ± 4.26) 、 (23.82 ± 4.05) 头/株(表 2)。

表 2 2017 年和 2018 年研究地杨细蛾虫口密度

Tab. 2 Population density of *L. populifoliella* within study area in 2017 and 2018

| 虫态 Stage | 虫口密度/株 Population density | |
|------------|---------------------------|--------------|
| | 2017年 | 2018年 |
| 卵 Eggs | 23.66 ± 6.09 | 23.18 ± 5.31 |
| 幼虫 Larvas | 25.58 ± 5.10 | 24.37 ± 4.26 |
| 成虫 Imagoes | 25.36 ± 4.33 | 23.82 ± 4.05 |

注：表中数值为“平均值±标准误”。

Notes: Data in the table are presented as "mean value ± standard error".

研究地的杨细蛾捕食性天敌主要有草蛉科 Chrysopidae 和胡蜂科 Vespidae 2 个类群，瓢虫科等其他类群的捕食性天敌相对少见。经鉴定，草蛉科以中华通草蛉 *Chrysoperla sinica* Tjeder、大草蛉 *Chrysopa pallens* Rambur 为优势种，胡蜂科以黄胡蜂 *Vespa vulgaris* 为优势种(表 3)。

表 3 2017 年和 2018 年研究地草蛉和胡蜂数量

Tab. 3 Number of Chrysopidae and Vespidae in 2017 and 2018

| 物种 Species | 杨细蛾产卵期至幼虫期 | | 杨细蛾幼虫期至成虫期 | |
|------------------------------------|---|--------------|--|--------------|
| | Oviposition period to larval period of <i>L. populifoliella</i> | | Larval stage to adult period of <i>L. populifoliella</i> | |
| | 2017年 | 2018年 | 2017年 | 2018年 |
| 草蛉 Chrysopidae | 10.32 ± 2.00 | 12.69 ± 2.26 | 13.58 ± 2.89 | 9.36 ± 1.75 |
| 胡蜂 Vespidae | 8.00 ± 1.70 | 6.03 ± 1.31 | 9.08 ± 0.52 | 12.01 ± 1.05 |
| 2 类天敌 Two types of natural enemies | 18.32 ± 5.02 | 16.72 ± 6.28 | 22.66 ± 4.33 | 21.37 ± 3.56 |

注：表中数值为“平均值±标准误”。

Notes: Data in the table are presented as "mean value ± standard error".

2.2 景观特征主成分分析

景观特征中 PC 1 的正载荷与休耕地生境呈正相关，其负载荷在 0.25 和 0.50 km 空间尺度上与灌木/草本面积相关，在 0.75 和 1.00 km 尺度上则与建筑地面积相关(图 2)。PC 2 的正载荷与林地面积相关，其负载荷则与农田面积相关(图 2)。因此，在 4 个空间尺度上，PC 2 的正载荷主要与林地组成的景观相关，而 PC 2 的负载荷主要与农田为主的景观相关(图 2)。

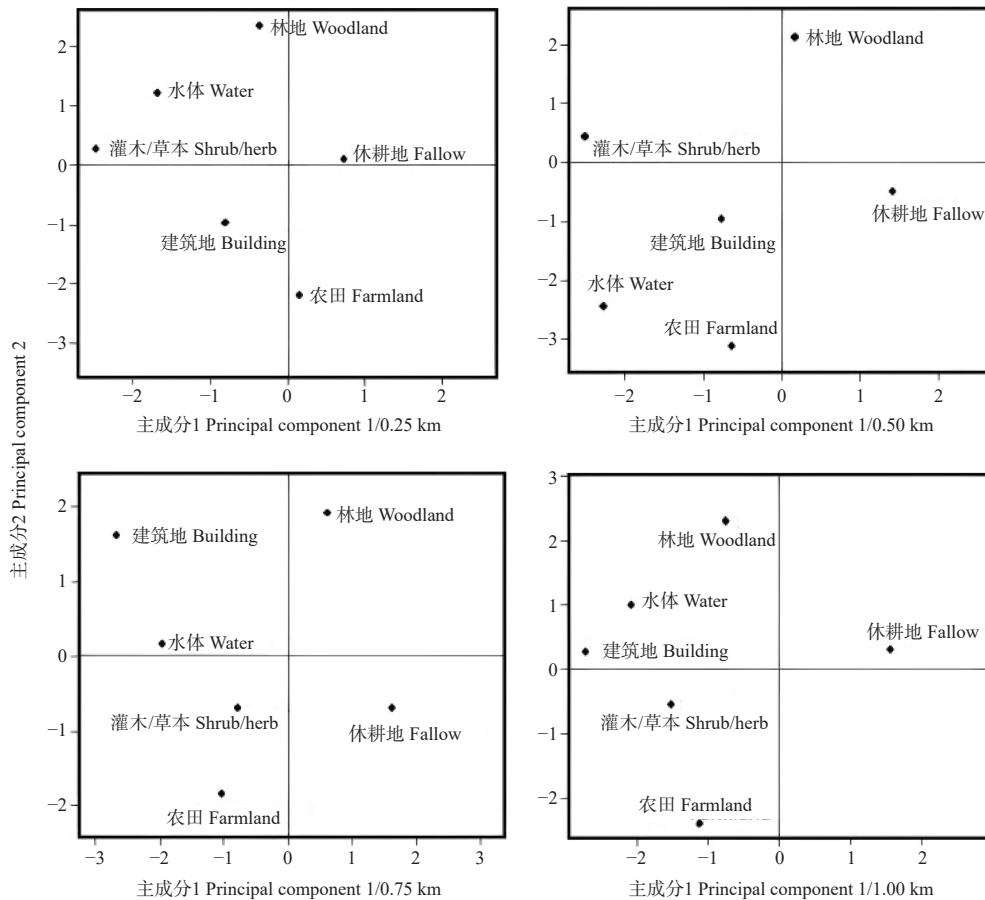


图 2 4 个空间尺度周围景观要素的主成分分析 (0.25, 0.50, 0.75 和 1.00 km)

Fig. 2 Principal component analysis of landscape elements around four radius scales (0.25, 0.50, 0.75 and 1.00 km)

2.3 天敌种群数量与景观变量的相关性分析

杨细蛾产卵期至幼虫期天敌的候选模型在不同空间尺度上差异较大(表4)。模型中 PC 1 和 PC 2 均在 $R=0.75$ km 时拟合模型最佳。相关性分析结果表明,天敌数量与 PC 1 呈显著负相关($P=0.01$),与 PC 2 呈显著正相关($P=0.01$),表明草蛉和胡蜂这 2 类天敌在林地所占比例较高且农田和休耕地所占比例较低的景观中的数量较多。D + PC 2 取值模型在 $R=0.25$ km 的 AIC 值在 4 个空间尺度上均最低(表4),表明在杨细蛾产卵期至幼虫期,在相对较小的空间范围内,天敌数量更容易受到景观中农田和休耕地所占比例的影响,农田和休耕地占比越大,则林分中天敌的数量越少。

杨细蛾幼虫期至成虫期天敌的候选模型在不同空间尺度上也有较大差异(表5)。模型中 PC 1 在

$R=0.75$ km 拟合模型最佳,PC 2 在 $R=0.50$ km 拟合模型最佳。相关性分析结果表明,天敌数量与 PC1 呈显著负相关($P=0.02$),与 PC 2 呈显著正相关($P=0.02$)(表5)。D + PC 2 取值模型在 $R=1.00$ km 的 AIC 值在 4 个空间尺度上均最低,表明在杨细蛾幼虫期至成虫期,天敌数量更容易受到较大空间范围上景观中农田和休耕地所占比例的影响。

2.4 杨细蛾种群增长率、天敌数量和景观变量之间的关系

在杨细蛾产卵期至幼虫期,0.25 km 空间尺度上的最佳拟合模型是 PC 2,相关性分析结果表明,该时期杨细蛾种群增长率与 PC 2 呈显著正相关($P=0.03$),而与天敌种群数量无显著相关性。在杨细蛾幼虫期至成虫期,0.25 km 空间尺度上的最佳拟合模型是 NE,且相关性分析结果表明,该时期杨细蛾种群增长率

表4 杨细蛾产卵期至幼虫期不同空间尺度上的天敌数量与景观变量线性混合效应模型

Tab. 4 Linear mixed effects model between natural enemies and landscape variables at different spatial scales during the oviposition period to larval period of *L. populifoliella*

| 物种 Species | 半径/km Radius | 天敌数量模型 Model for abundance of natural enemies | 对数似然值 Log-likelihood | 赤池信息准则 AIC | P |
|--------------------------------------|-----------------|--|-------------------------|---------------|-------------|
| 2类天敌 Two types of natural enemies | 0.25 | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -48.36 | 104.71 | 0.00 |
| | 0.25 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)^*$ | -35.77 | 81.55 | 0.03 |
| | 0.25 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -32.58 | 75.16 | 0.00 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)^*$ | -36.73 | 83.45 | 0.01 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{**}$ | -34.72 | 79.44 | 0.00 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -45.21 | 98.39 | 0.01 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{**}$ | -34.83 | 79.67 | 0.01 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)+b_3PC2^*$ | -34.64 | 81.29 | 0.03 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{**}$ | -34.11 | 78.23 | 0.01 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1PC2^*$ | -46.50 | 101.01 | 0.02 |
| 草蛉科 Chrysopidae | 0.25 | $Y=b_0+b_1(PC1)^*$ | -49.75 | 113.22 | 0.04 |
| | 0.25 | $Y=b_0+PC2^*$ | -37.52 | 99.86 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(PC1)^*$ | -52.97 | 118.54 | 0.03 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -49.71 | 105.21 | 0.03 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{**}$ | -47.33 | 104.26 | 0.02 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -45.01 | 100.73 | 0.01 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -46.58 | 109.82 | 0.02 |
| 胡蜂科 Vespidae | 0.25 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^*$ | -45.31 | 99.65 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{**}$ | -47.96 | 103.21 | 0.01 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)+b_3PC2^*$ | -47.02 | 108.53 | 0.04 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -44.35 | 88.87 | 0.02 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{**}$ | -44.42 | 88.95 | 0.02 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^++b_2PC2^*$ | -38.23 | 82.64 | 0.01 |

注:粗体表示 4 个半径尺度的最佳模型;括号中的变量表示与天敌数量呈负相关;*表示显著相关($P<0.05$);**表示极显著相关($P<0.01$);D. 景观多样性指数;PC 1. 主成分 1;PC 2. 主成分 2。

Notes: Bold type indicates the best model across four radius scales; Variables in parentheses indicate a negative relationship with abundance of natural enemies; *indicate significant correlation($P<0.05$), **indicate highly significant correlation($P<0.01$); D. Simpson's Diversity index; PC1. Principal Component 1; PC2. Principal Component 2.

表 5 杨细蛾幼虫期至成虫期不同空间尺度上的天敌数量与景观变量线性混合效应模型

Tab. 5 Linear mixed effects model between natural enemies and landscape variables at different spatial scales during the larval stage to adult period of *L. populifoliella*

| 物种 Species | 半径/km Radius | 天敌数量模型 Model for abundance of natural enemies | 对数似然值 Log-likelihood | 赤池信息准则 AIC | P |
|---------------------------------------|-----------------|--|-------------------------|---------------|-------------|
| 2 类天敌 Two types of natural enemies | 0.25 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{**}$ | -46.71 | 101.42 | 0.00 |
| | 0.25 | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -49.28 | 106.55 | 0.00 |
| | 0.25 | $Y=b_0+b_1(D)^{+}+b_2PC2^{*}$ | -35.94 | 86.68 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{**}$ | -47.42 | 102.84 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -41.71 | 91.39 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1D+b_2(PC1)^{+}$ | -37.39 | 84.79 | 0.02 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{**}$ | -36.72 | 81.66 | 0.00 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)+b_3PC2^{*}$ | -34.83 | 83.45 | 0.04 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1PC2^{*}$ | -48.47 | 104.95 | 0.04 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{*}$ | -37.87 | 85.75 | 0.03 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{**}$ | -38.75 | 85.51 | 0.04 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{+}$ | -48.01 | 104.03 | 0.02 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1PC2^{*}$ | -49.74 | 107.49 | 0.02 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{*}$ | -34.21 | 80.39 | 0.02 |
| 草蛉科 Chrysopidae | 0.25 | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -43.88 | 95.11 | 0.03 |
| | 0.25 | $Y=b_0+b_1(D)^{+}+b_2PC2^{*}$ | -39.25 | 87.65 | 0.01 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{+}$ | -48.61 | 105.02 | 0.03 |
| | 0.50 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{**}$ | -40.65 | 89.37 | 0.02 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{+}$ | -41.21 | 91.27 | 0.02 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1PC2^{*}$ | -43.67 | 95.38 | 0.01 |
| | 0.75 | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{*}$ | -38.75 | 87.69 | 0.01 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{+}$ | -42.55 | 93.22 | 0.01 |
| | 1.00 | $Y=b_0+b_1(D)^{+}+b_2PC2^{*}$ | -35.43 | 85.17 | 0.00 |
| | 胡蜂科 Vespidae | 0.25 | $Y=b_0+b_1(PC1)^{**}$ | -48.21 | 106.32 |
| 0.25 | | $Y=b_0+b_1PC2^{**}$ | -45.05 | 97.25 | 0.03 |
| 0.50 | | $Y=b_0+b_1D+b_2(PC1)^{+}$ | -46.33 | 104.39 | 0.02 |
| 0.50 | | $Y=b_0+b_1(D)+b_2PC2^{**}$ | -36.52 | 86.55 | 0.00 |
| 0.75 | | $Y=b_0+b_1(D)^{+}$ | -39.38 | 90.26 | 0.00 |
| 0.75 | | $Y=b_0+b_1D+b_2(PC1)^{+}$ | -47.88 | 105.48 | 0.02 |
| 0.75 | | $Y=b_0+b_1(D)^{+}+b_2PC2^{*}$ | -34.29 | 81.28 | 0.01 |
| 1.00 | | $Y=b_0+b_1(D)+b_2(PC1)+b_3PC2^{*}$ | -37.26 | 87.24 | 0.03 |

注: 粗体表示 4 个半径尺度的最佳模型; 括号中的变量表示与天敌数量呈负相关; *表示显著相关 ($P < 0.05$); **表示极显著相关 ($P < 0.01$); D. 景观多样性指数; PC 1. 主成分 1; PC 2. 主成分 2。

Notes: Bold type indicates the best model across four radius scales; Variables in parentheses indicate a negative relationship with abundance of natural enemies; *indicate significant correlation ($P < 0.05$), **indicate highly significant correlation ($P < 0.01$); D. Simpson's Diversity index; PC1. Principal Component 1; PC2. Principal Component 2.

与天敌种群数量呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 而 1.00 km 空间尺度上的最佳拟合模型则是 $D + PC 2 + NE$, 说明该时期杨细蛾的种群增长率与景观多样性、景观中农田所占比例以及天敌数量协同相关(表 6), 且在该模型下的相关性分析表明, 杨细蛾种群增长率与天敌种群数量呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与 PC 2 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 说明这一时期天敌对杨细蛾种群增长具有一定的生物控制作用, 而这种控制能力同时受到景观多样性和景观中农田所占比例的影响, 在农田所占比例较低的景观中, 天敌能更好地发

挥对害虫的生物控制作用。

3 讨论

3.1 景观组成对天敌数量的影响

本研究发现, 在杨细蛾产卵期至幼虫期、幼虫期至成虫期, 林分中天敌种群的数量均与景观中农田和休耕地所占的比例呈负相关, 说明林地中的害虫数量在以农田生境为主的景观中受到抑制。草蛉和胡蜂类群作为多种林业害虫和农田害虫的捕食性天敌, 可能会受到不同时期食物种类和数量的影响, 从

表6 0.25 km 和 1.0 km 空间尺度上的杨细蛾种群增长率模型

Tab. 6 Model for population growth rate of *L. populifoliella* s on spatial scales at 0.25 km and 1.0 km

| 时期 Period | 杨细蛾种群增长率模型 Model for growth rate of <i>L. populifoliella</i> | 对数似然值 Log-likelihood | 赤池信息准则 AIC | <i>P</i> |
|--|---|-------------------------|---------------|-------------|
| 杨细蛾产卵期至幼虫期 (0.25 km) Oviposition period to larval period of <i>L. populifoliella</i> (0.25 km) | $Y_i = b_0 + b_1 PC2^*$ | -1.20 | 8.16 | 0.03 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC1 + b_2 PC2^* + b_3(NE)$ | -3.15 | 17.34 | 0.08 |
| 杨细蛾幼虫期至成虫期 (0.25 km) Larval stage to adult period of <i>L. populifoliella</i> (0.25 km) | $Y_i = b_0 + b_1(NE)^{**}$ | 0.18 | 9.63 | 0.00 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2(NE)^{**}$ | -8.23 | 24.46 | 0.00 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC2^{**} + b_2(NE)^*$ | -7.28 | 24.57 | 0.03 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC1 + b_2 PC2^{**} + b_3(NE)$ | -8.21 | 28.41 | 0.01 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2 PC2^{**} + b_3(NE)^*$ | 0.68 | 10.64 | 0.00 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2 PC1 + b_2 PC2^* + b_3(NE)$ | -0.21 | 14.42 | 0.02 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2 PC1 + b_2 PC2 + b_3(NE)^*$ | -3.53 | 21.06 | 0.03 |
| 杨细蛾幼虫期至成虫期 (1.00 km) Larval stage to adult period of <i>L. populifoliella</i> (1.00 km) | $Y_i = b_0 + b_1(NE)^{**}$ | -0.34 | 10.68 | 0.00 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2(NE)^*$ | -2.64 | 17.82 | 0.02 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC1 + b_2(NE)^{**}$ | -9.10 | 28.20 | 0.01 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC2 + b_2(NE)^*$ | -10.77 | 31.54 | 0.02 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 PC1 + b_2 PC2 + b_3(NE)^*$ | -11.48 | 34.97 | 0.03 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2 PC1 + b_3(NE)^*$ | -8.22 | 24.46 | 0.04 |
| | $Y_i = b_0 + b_1 D + b_2 PC2^* + b_3(NE)^*$ | -1.17 | 14.35 | 0.03 |

注: 粗体表示 4 个半径尺度的最佳模型; 括号中的变量表示与天敌数量呈负相关; *表示显著相关 ($P < 0.05$); **表示极显著相关 ($P < 0.01$); D. 景观多样性指数; PC 1. 主成分 1; PC 2. 主成分 2。

Notes: Bold type indicates the best model across four radius scales; Variables in parentheses indicate a negative relationship with abundance of natural enemies; * indicate significant correlation ($P < 0.05$), ** indicate highly significant correlation ($P < 0.01$); D. Simpson's Diversity index; PC1. Principal Component 1; PC2. Principal Component 2.

而在农田和林地生境中进行选择。杨细蛾产卵期至成虫期的发育历期与当地棉花、玉米等作物生长季节一致, 在该时期, 农田中的害虫虫口密度较大, 林分中的部分天敌会从林地生境向农田和其他生境迁移, 转而取食农田害虫以获得更多食物来源 (Yan et al., 2012), 从而降低了林分中天敌种群数量。

3.2 空间尺度对天敌数量的影响

相同生境条件下, 景观的空间尺度对不同天敌能够产生不同影响 (Rusch et al., 2010; Schellhorn et al., 2015; Vandermeer et al., 2010), 并且多在 0.25~1.50 km (Boetzel et al., 2023; Gardiner et al., 2009a) 的景观特征空间尺度预测天敌种群。本研究发现, 杨细蛾产卵期至幼虫期的最佳响应范围是 0.25 km, 而幼虫期至成虫期的最佳响应范围扩大到 1.00 km, 这可能与林分中草蛉种群与胡蜂种群数量在不同季节所占的比例及其活动空间相关, 草蛉的活动空间小, 而胡蜂的活动空间相对较大。本研究中, 早春时期胡蜂类群数量少于草蛉类群数量, 受其活动空间影响, 相对较小空间尺度上 (0.25 km) 草蛉类群的数量对景观中农田和休耕地所占的比例有较高响应。随着季节推移, 天敌也在不同生境间迁移, 林分中草蛉和胡蜂类群数量占比发生了变化。2018 年数据显示在杨细蛾幼虫期至成虫期, 胡蜂类群数量多于草蛉数量, 受其活

动空间影响, 在相对较大空间尺度上 (1.00 km) 草蛉类群的数量对景观中农田和休耕地所占的比例有较高响应。董兆祥等 (2023) 研究发现, 非作物生境面积占比会影响二代螟 *Chilo suppressalis* (Snellen) 寄生性天敌数量, 随着非作物生境比例升高, 其寄生性天敌数量有所下降, 而这一影响仅在 0.25 km 空间尺度上有所体现, 这与寄生性天敌活动范围小相关。因而景观研究最适宜的空间尺度还会受到目标生物的生物特性影响。

3.3 景观组成对生物控制作用的影响

景观中不同生境组成及占比会影响天敌对害虫的生物控制作用。本研究发现, 在杨细蛾产卵期至幼虫期, 其种群增长率与景观中农田和休耕地所占比例呈显著正相关 ($P < 0.05$), 而与林分中天敌的数量无显著相关性, 这一现象可能与作物生境对林分中天敌生物种群的抑制作用有关。景观中林地周围的作物生境降低了林分中天敌数量的同时, 造成了林地中害虫数量的增加, 因而本研究表明在杨细蛾危害初期, 农田生境对害虫所带来的益处大于天敌。随着时间的推移, 在杨细蛾幼虫期至成虫期, 在较大范围的空间尺度上 (1.00 km), 草蛉和胡蜂类群对杨细蛾种群增长的生物控制能力同时受到景观多样性和景观中农田所占比例的影响, 在农田所占比例较

低的景观中,天敌能更好地发挥对害虫的生物控制作用,因此景观组成对林业害虫生物控制作用在不同时间段也有所差异。

4 结论

本研究表明,在林地所占比例较高、休耕地和农田所占比例较低的景观中草蛉和胡蜂类群的数量更多,景观中的农田生境会降低林分中天敌的数量,但这种效应同时受到时间和空间范围的影响。总之,杨细蛾捕食性天敌草蛉和胡蜂类群的数量及其生物控制作用与景观组成有密切的关系,并且在不同时间和空间尺度上对景观组成的响应存在差异。景观中较高比例的作物生境能够降低林分中天敌的数量,从而减弱了其对杨细蛾的生物控制能力,从而造成杨细蛾危害加重。因此,克拉玛依碳汇林区可以通过维持森林景观完整性、减少林区周边作物斑块等措施降低杨细蛾的危害,保护当地生态安全。

参 考 文 献

- 董兆祥. 2023. 景观格局对辽宁地区越冬代二化螟发生动态及天敌群落影响的研究[D]. 沈阳: 沈阳农业大学.
- 樊秀英. 2013. 和硕县林业有害生物综合防控工作的思考[J]. 新疆林业 (3): 38-39.
- 蒋桂娟, 徐天蜀. 2008. 景观安全格局研究综述[J]. 内蒙古林业调查设计, 31(4): 89-91.
- (Jiang G J, Xu T S. 2008. Summary of studies on landscape security pattern[J]. Inner Mongolia Forestry Investigation and Design, 31(4): 89-91.)
- 江婷. 2020. 农田景观格局对黑纹粉蝶越冬和越冬种群存活的影响[D]. 南昌: 江西农业大学.
- 李灵敏. 2024. 景观格局对张巢螟种群的影响[D]. 福州: 福建农林大学.
- 刘明虎, 朱建忠. 2011. 北疆地区杨细蛾的防治[J]. 植物保护, 16(5): 30.
- 玛黑扎·哈德肯. 2015. 杨细蛾在阿勒泰天然林中发生规律及防控措施[J]. 新疆林业 (5): 44-45.
- (Maheza Hadken. 2015. Occurrence regularity and control measures of *Lithocolletis opulifoliella* in Altay natural forest[J]. Forestry of Xinjiang, (5): 44-45.)
- 欧阳芳, 戈峰. 2011. 农田景观格局变化对昆虫的生态学效应[J]. 应用昆虫学报, 48(5): 1177-1183.
- 夏俊文, 古丽散, 徐恩葆. 1999. 杨细蛾发生期与发生量预测及防治技术的研究[J]. 森林病虫通讯, 18(1): 13-14.
- (Xia J W, Gu L S, Xu E B. 1999. Study on prediction of occurrence period and quantity of *Lithocolletis opulifoliella* and its control techniques[J]. Forest Pest and Disease, 18(1): 13-14.)
- 赵紫华, 王颖, 贺达汉, 等. 2012. 麦蚜和寄生蜂对农业景观格局的响应及其关键景观因子分析[J]. 生态学报, 32(2): 472-482.
- (Zhao Z H, Wang Y, He D H, et al. 2012. Effects of landscape structure and key landscape factors on aphids-parasitoidshyper parasitoids populations in wheat fields[J]. Acta Ecologica Sinica, 32(2): 472-482.)
- Balvanera P, Pfisterer A B, Buchmann N, et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services[J]. Ecology Letters, 9(10): 1146-1156.
- Bianchi F A, Booij C H, Tschamtk T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control[J]. Proceedings. Biological Sciences, 273(1595): 1715-1727.
- Boetzl F A, Bommarco R, Aguilera G, et al. 2023. Spatiotemporal isolation of oilseed rape fields reduces insect pest pressure and crop damage[J]. Journal of Applied Ecology, 60(7): 1388-1398.
- Chaplin-Kramer R, O'Rourke M E, Blitzer E J, et al. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity[J]. Ecology Letters, 14(9): 922-932.
- Etienne L, Franck P, Rusch A, et al. 2024. Apple pest and pathogen reduction in landscapes with large patch size and small area of orchards: A national-scale analysis[J]. Landscape Ecology, 39(2): 8.
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, et al. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes[J]. Ecology Letters, 14(2): 101-112.
- Gardiner M M, Landis D A, Gratton C, et al. 2009. Landscape composition influences patterns of native and exotic lady beetle abundance[J]. Diversity and Distributions, 15(4): 554-564.
- Gardiner M M, Landis D A, Gratton C, et al. 2009. Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA[J]. Ecological Applications, 19(1): 143-154.
- Gurr G M, Lu Z X, Zheng X S, et al. 2016. Multi-country evidence that crop diversification promotes ecological intensification of agriculture[J]. Nature Plants, 2: 16014.
- Gurr G M, Wratten S D, Landis D A, et al. 2017. Habitat management to suppress pest populations: Progress and prospects[J]. Annual Review of Entomology, 62: 91-109.
- Liu B, Yang L, Yang F, et al. 2016. Landscape diversity enhances parasitism of cotton bollworm (*Helicoverpa armigera*) eggs by *Trichogramma chilonis* in cotton[J]. Biological Control, 93: 15-23.
- Long Y, Ying D Z, Lei X, et al. 2018. Change in ladybeetle abundance and biological control of wheat aphids over time in agricultural landscape[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 255: 102-110.
- Losey J E, Vaughan M. 2006. The economic value of ecological services provided by insects[J]. BioScience, 56(4): 311-323.
- Naylor R, Ehrlich P R. 1997. Natural's Services: Societal Dependence on natural Ecosystems[J]. natural pest control services and agriculture, 12: 151-173.
- Rusch A, Valantin-Morison M, Sarthou J P, et al. 2010. Chapter six biological control of insect pests in agroecosystems effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: A review[J]. Advances in Agronomy, 109: 219-259.
- Schellhorn N A, Gagic V, Bommarco R. 2015. Time will tell: Resource continuity bolsters ecosystem services[J]. Trends in Ecology & Evolution, 30(9): 524-530.
- Vandermeer J, Perfecto I, Schellhorn N. 2010. Propagating sinks, ephemeral sources and percolating mosaics: Conservation in landscapes[J]. Landscape Ecology, 25(4): 509-518.
- Veres A, Petit S, Conord C, et al. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 166: 110-117.
- Yan F, Zhou Z B, Wang S, et al. 2012. The effect of hedgerows on the distribution of *Harmonia axyridis* Pallas in agroforestry systems[J]. Acta Ecologica Sinica, 32(7): 2230-2238.
- Zhang W, Ricketts T H, Kremen C, et al. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture[J]. Ecological Economics, 64(2): 253-260.