

原始研究

# 阿尔泰河岸景观中的鸟类物种多样性：木材覆盖对鸟类丰富度起着关键作用

李钠<sup>1,2</sup> | 孙月华<sup>1,2</sup> | 楚宏军<sup>3,4</sup> | 齐英杰<sup>3</sup> | 兰珠<sup>1,2</sup> | 小格平<sup>1</sup> | 李春旺<sup>1,2</sup> | 蒋志刚<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>中科院动物生态与保护生物学重点实验室  
中国科学院动物研究所, 北京, 中国  
<sup>2</sup>中国科学院大学, 北京, 中国  
<sup>3</sup>中国新疆卡拉麦里山自然保护区  
<sup>4</sup>新疆大学, 新疆, 中国

**一致**  
蒋志刚, 北京市朝阳区北辰西路1号, 邮编:  
100101 电子邮件: jiangzg@ioz.ac.cn

**资金信息**  
中华人民共和国科学技术部, 资助/奖励编号:  
2013FY110300

## 摘要

**目的：**我们旨在了解中国阿尔泰山脉 630 公里河岸景观的鸟类丰富度和物种组成的变化（B 多样性），并测试植被覆盖是否是物种多样性的主要解释。

**方法：**我们沿着自然植被变化的梯度选择了九个区域。在九个地区各 10 个地点进行了鸟类调查和环境测量。我们收集了环境土地覆盖变量，如木材覆盖率（栖息地内有幼苗的树木和灌木的面积比例；这里的树木是单干且高度超过3 m 的木本植物，灌木和幼苗与乔木的区别在于其多干且较短）高度）和树木覆盖率，以及两个气候因素，即年平均温度（AMT）和年降水量（AP）。我们使用线性回归模型来探索鸟类物种丰富度与环境变量之间的相关性。我们使用 Sørensen 的相异指数来衡量鸟类的 beta 多样性，并使用典型对应分析 (CCA) 量化环境变量对此模式的贡献。

**结果：**木材覆盖度是总体、食虫动物和杂食鸟类丰富度的最强预测因子。有树林覆盖的地区有更多的鸟类。研究地区的B多样性总体较高，其中流动性成分占据了B多样性的主要部分。木材覆盖率和 AP 是鸟类物种组成的重要预测因子，共同解释了 33.24% 的鸟类 B 多样性。

**结论：**包括树木、灌木和树苗在内的木质植被（而不仅仅是树木）含有很高的鸟类丰富度。高B多样性表明，需要扩大河岸景观中现有的自然保护区，以捕捉鸟类物种组成的变化。因此，阿尔泰山脉整个河岸景观中的所有木材覆盖物都应受到保护，免受耕种和放牧的影响，以改善鸟类保护成果。

## 关键词

B多样性、鸟类、保护、河岸景观、物种丰富度

这是一篇根据以下条款开放获取的文章知识共享归属许可证，允许在任何媒体上使用、分发和复制，前提是正确引用原始作品。

© 2019 作者。《生态学与进化论》由 John Wiley & Sons Ltd 出版。

## 1 | 介绍

河岸景观是最多样化和最复杂的陆地栖息地之一,包含各种生物群(Naiman、Decamps 和 Pollock, 1993)。由于与邻近地区相比独特的植被特征,河岸景观保持了独特的鸟类组合和较高的丰富度(Bennett, Nimmo, & Radford, 2014; Berges, Moore, Isenhardt, & Schultz, 2010; Palmer & Bennett, 2006; Palmer, Fitzsimons, 安托斯和怀特, 2008 年潘宁顿、汉塞尔和布莱尔, 2008)。以往的研究主要关注河岸地区当地栖息地特征对物种多样性的影响(Liang et al., 2018; Martin, McIntyre, Catterall, & Possingham, 2006),许多研究表明鸟类丰富度与物种多样性呈正相关。河岸栖息地的宽度(Hillman et al., 2016; Nimmo, Haslem, Radford, Hall, & Bennett, 2016; Shirley 和 Smith, 2005; Zimbres, Peres 和 Machado, 2017)和高度异质的植被结构(Farley、Ellis、Stuart 和 Scott, 1994; Gomez、Rivera、Politi 和 Ruggera, 2016; Lynn 等, 1998),其中树木和/或树林通常是最重要的。河岸带景观环境的复杂性吸引了更多的鸟类物种(Berduc, Lorenzon, & Beltzer, 2015; Nimmo et al., 2016; Terraube et al., 2016; Woinarski et al., 2000),而牲畜放牧对鸟类有负面影响。鸟类物种丰富度(Ammon 和 Stacey, 1997; Dobkin、Rich 和 Pyle, 1998; 詹森和罗伯逊, 2001; 马丁和波辛厄姆, 2005; 尼尔森、格雷和埃文斯, 2011。众所周知,鸟类物种丰富度与降水和温度等气候因素密切相关(Li et al., 2013)。卢克等人。(2019)发现河岸景观有利于热带地区的生物多样性和生态系统功能。周围地区缺乏物种生存的各种资源的干旱环境中的河岸栖息地对于生物多样性保护可能更为重要。找出哪些环境因素影响鸟类物种丰富度对于维持这些地区的多样性非常重要。

觅食行会通常对环境条件的反应不同(Balestrieri 等, 2015)。最近的研究表明,森林栖息地中长途迁徙食虫鸟类的数量下降(Gregory 等, 2007; Vickery 等, 2014)。以植物为食的鸟类觅食群体(例如草食动物和杂食动物)与树种组成的关系更为密切(Hasui、Gomes 和 Silva, 2007),河道坡度是食虫动物丰富度中影响最大的变量(Sullivan、Watzin 和 Keeton, 2007),较低的梯度流支持更大的食虫动物丰富度(Iwata, Nakano 和 Murakami, 2003; 沙利文等人, 2007)。特别是,众所周知,食果鸟类的丰富度与大范围内的植物多样性相关(Kissling、Rahbek 和 Böhning-Gaese, 2007 年)。不同食品行业中与物种丰富度相关的因素可能有所不同,因此确定影响河岸地区不同食品行业鸟类丰富度的环境因素非常重要。为了提高维持鸟类多样性的保护有效性,有必要制定特定的协会指南。

Beta多样性代表了不同地点之间物种组成的变化(Whittaker, 1960, 1972),可能有助于优化保护网络,因此自2000年以来得到了广泛的研究(Anderson等, 2011)。Beta多样性由两个过程组成:周转和嵌套(Baselga, 2007、2010; Harrison、Ross 和 Lawton, 1992)。具有高B多样性的栖息地,尤其是高周转成分的栖息地通常被认为具有保护价值的高优先级。许多研究探讨了山地景观中周转和嵌套对B多样性过程的贡献(Blake & Loiselle, 2000; Jankowski, Ciecka, Meyer, & Rabenold, 2009; Jankowski et al., 2013; Patterson, Stotz, Solari, Fitzpatrick, & Pacheco, 1998),在岛屿上(Si、Baselga 和 Ding, 2015)和河岸景观(Berduc 等, 2015)。据悉,环境越异质,B多样性就越高。因此,了解鸟类B多样性及其在河岸景观中的潜在机制可能有助于建立保护区。

在此背景下,我们研究了鸟类多样性(物种丰富度和B多样性),并测试了土地覆盖和气候因素在影响河岸景观鸟类丰富度和组成方面的作用。我们假设鸟类多样性可以通过植被覆盖的变化来解释。我们还致力于识别由于中国阿尔泰山河岸景观的物种丰富度和B多样性而具有特殊保护价值的栖息地。

## 2 | 材料和方法

### 2.1 | 研究区

我们的研究区域是位于中国阿尔泰山西南坡海拔480-1800 m之间的河岸景观(东经90.70°-85.52°,北纬45.29°-48.42°;图1)。河岸景观受到额尔齐斯河源头的滋养,额尔齐斯河发源于阿尔泰山,自东向西流经山前平原,与乌伦古河汇合。河岸景观长度约633 km,面积约 $5.273 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。河岸景观以及周围的沙漠景观具有受山地影响的温带干旱气候:年平均气温 $4.2^\circ\text{C}$ ,年平均降水量100毫米,年平均蒸发量2,000毫米(张、周、叶和斌),2016)。河岸景观的自然土壤类型有耕地草甸土、阶地湿土、草甸棕钙土和半固定风积沙土。河岸景观由天然林斑、灌木、湿地、沙漠(主要土壤类型为棕漠土)、裸地和农林地组成,以农业为主,主要种植西瓜、玉米、向日葵等。分布在水源充足的河谷两侧的原始河岸林中,主要树种为杨树、白杨、灌木柳等杨树。天然林面积占河岸景观面积<10%。森林生境中分布着农田( $1.5 \times 10^3 \text{ km}^2$ )和草地( $3.6 \times 10^4 \text{ km}^2$ )。游牧居民以草原为牧场;每年八月割草并储存作为冬季饲料。河岸地貌周围为荒漠地貌( $38 \times 10^4 \text{ km}^2$ ),包括南部的准噶尔盆地。该沙漠景观中常见的植物种类有艾蒿(*Artemisia* spp.)和芦苇(*Calamagrostis* spp.),它们的高度通常小于0.2 m,覆盖度为10%-20%,与河岸景观不同。

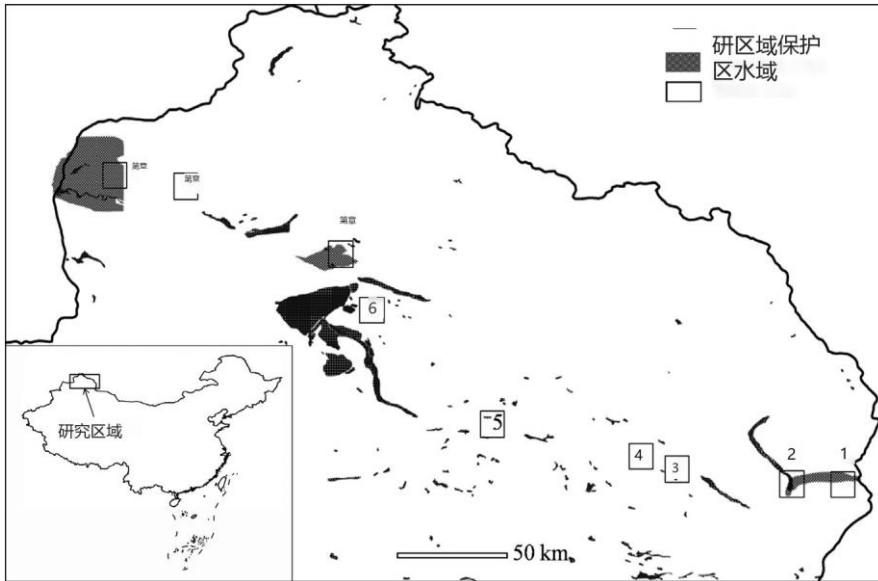


图 1 中国阿尔泰山河岸地貌九个研究区的位置

## 2.2 | 鸟类调查

2015年，在2014年预调查的基础上，我们选择了9个具有天然林斑块的独立区域 ( $n = 9$ ) 作为沿河岸景观的调查点 (图1)。我们在9个区域中分别建立了10个鸟类调查点。第一个采样点是随机设置的，之后采用系统方案，相邻点之间的距离大于300 m。由于地形结构，第二区域仅设置了9个样本点。夏季 (6月至8月) 每月在没有大风或下雨的日子里，早上 (从日出到日出后4小时) 和下午 (从黄昏前3小时到黄昏) 重复每个点的5分钟计数，并且参观时间被颠倒以避免鸟类活动的昼夜变化。2015年访问了区域三、区域四和区域七，其他区域在2016年访问过。2015年还访问了区域八的六个点和区域一的五个点。所有点的位置均通过全球定位系统 (GPS) 记录。接收器精度为5 m。在每个点，半径100 m的圆圈内，所有看到或听到的物种都被识别，并记录发现的距离。对上午和下午调查期间每个地点记录的鸟类种类进行了总结。仅使用上午和下午调查之间每个物种的较大数量的个体，以避免重复计算相同的个体 (Jankowski 等人, 2009年; Sullivan 等人, 2007年)。没有进行夜间调查，因此对夜间活动的物种 (例如猫头鹰) 的采样很少。未成熟的鸟类没有被纳入计数，家燕 (*Hirundo rustica*) 和取决于水生栖息地的鸟类种类也没有包括在本研究中。第一作者在两名现场助理的陪同下进行了鸟类计数。第一作者有5年观鸟经验。第一作者和现场助理均于2013年和2014年在数据收集前接受了识别当地鸟类和常见树种的培训。

## 2.3 | 环境变量

在每个样本点，我们收集了以下土地覆盖类型：树木、树林、草原、农田、湿地、裸地、沙漠、道路 (田野之间没有砾石或水泥的人行道) 和人类住区 (用树林和棚屋搭建的游牧住所)。岩石)。木质覆盖物包括乔木、灌木和幼树。灌木和幼树矮于3m，多茎，与乔木区别。从每个采样点的中心开始，建立3条径向100 m线，间隔120°。在每条线上，在1 m宽的条带内，对不同的土地覆盖类型进行目视评估，并计算三个径向线上的平均值作为样本点的最终面积比例。我们还从WorldClim收集了气候变量，包括年平均温度 (AMT) 和年降水量 (AP) (Hijmans、Cameron、Parra、Jones 和 Jarvis, 2005)。利用DIVA-GIS (版本7.5.0.0) 提取各样点的AMT和AP值，并采用2000年至2005年的平均值进行分析。

## 2.4 | 鸟类觅食行会分类

根据实地观察和文献 (例如, Ma, 2011)，鸟类被分配到不同的觅食行会。我们将鸟类分为食草动物、肉食动物、杂食动物或食虫动物等觅食类群。食鱼物种 (例如翠鸟) 未包括在我们的觅食协会分析中。

## 2.5 | 数据分析

我们将每个区域的样本点稀薄至9个，以平衡现场工作，并使用Mantel相关图 (Legendre & Legendre, 2012) 来测试鸟类多样性的空间自相关性。然后我们探索了

表 1 从上游到下游九个河岸区域的海拔范围、调查点数量、个体检测、总物种丰富度和个体觅食行会的物种丰富度

| 河岸地区 | 检测到的物种<br>海拔范围(m) | 点数 | 物种丰富度 |      | 物种总数<br>丰富度 | 食肉动物物种丰富度 |    | 杂食动物物种丰富度 |   |
|------|-------------------|----|-------|------|-------------|-----------|----|-----------|---|
|      |                   |    | 食虫动物  | 食肉动物 |             | 度         | 度  | 度         | 度 |
| 1    | 1,092-1,130       | 10 | 13    | 7    | 32          | 7         | 9  |           |   |
| 2    | 1,047-1,098       | 9  | 15    | 4    | 38          | 4         | 14 |           |   |
| 3    | 833-871           | 10 | 9     | 7    | 24          | 7         | 5  |           |   |
| 4    | 814-821           | 10 | 11    | 9    | 27          | 9         | 4  |           |   |
| 5    | 641-669           | 10 | 6     | 5    | 17          | 5         | 3  |           |   |
| 6    | 471-521           | 10 | 6     | 7    | 19          | 7         | 3  |           |   |
| 7    | 475-481           | 10 | 10    | 10   | 31          | 10        | 8  |           |   |
| 8    | 450-570           | 10 | 9     | 8    | 23          | 8         | 6  |           |   |
| 9    | 448-571           | 10 | 9     | 5    | 16          | 5         | 2  |           |   |

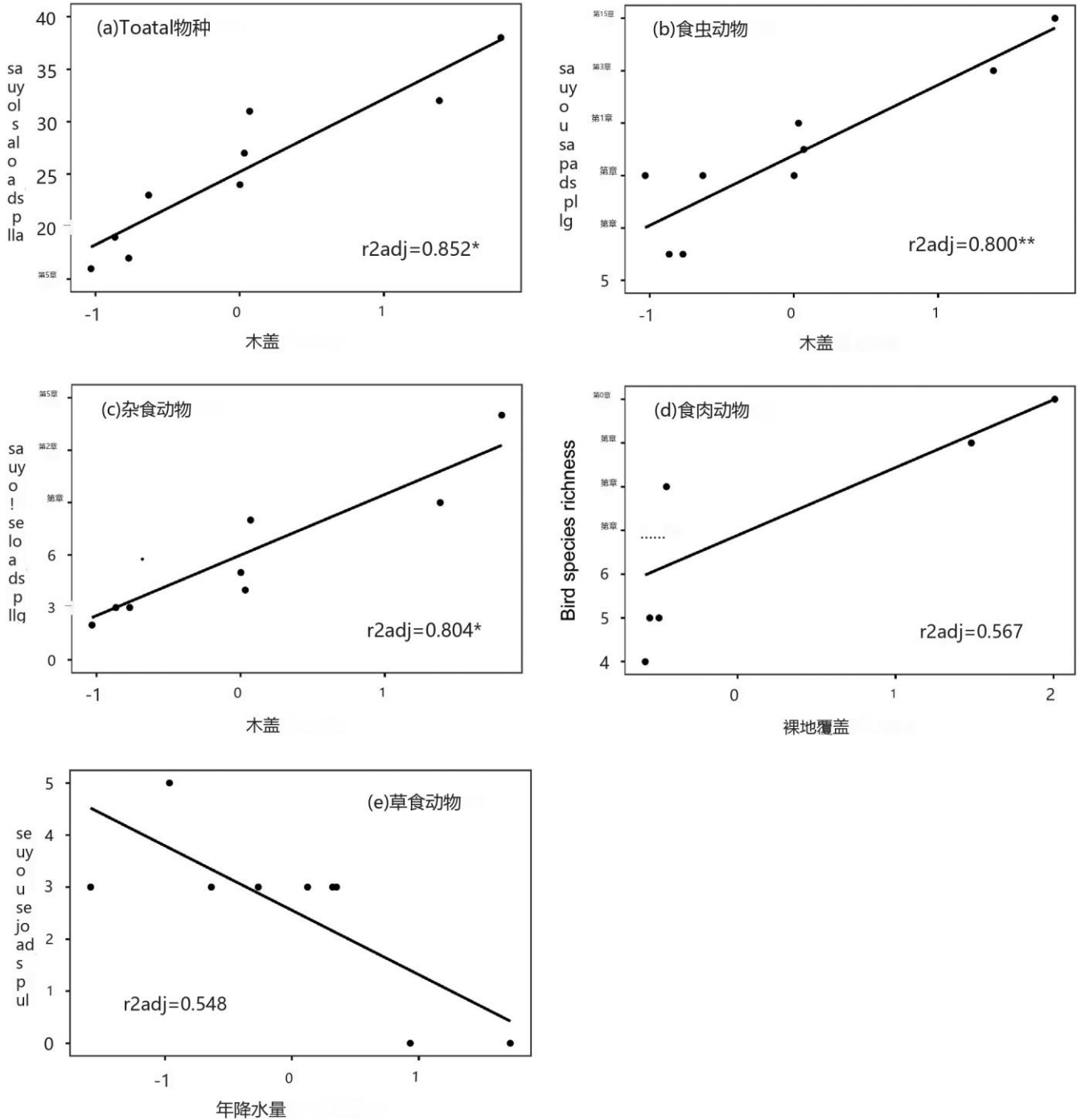
使用所有鸟类和每个觅食行会的普通最小二乘 (OLS) 模型来计算鸟类物种丰富度与每个环境变量之间的关系。所有变量均经过标准化 (均值 = 0, 标准差 = 1), 以使回归系数具有可比性并提高模型选择过程中的拟合度。我们还使用多元线性回归 (MLR) 探索了与鸟类物种丰富度最相关的变量组合。我们首先使用皮尔逊相关性测试来测试每对环境变量之间的相关性。木材覆盖率与 AP ( $r = -.73$ )、木材覆盖率与 AMT ( $r = -.83$ )、作物覆盖率和湿地覆盖率 ( $r = -.92$ ) 之间存在很强的相关性。我们从 MLR 过程中删除了 AP、AMT 和湿地覆盖, 以减少共线性。然后, 在最低 Akaike 信息准则值 (AICw) 的指导下, 从八个变量的所有可能组合中选择最佳拟合模型。继 Baselga (2010) 之后, 我们通过将总 B 多样性 (Sørensen 相异指数,  $B_{sor}$ ) 划分为更替成分 (Simpson 相异指数,  $B_{sim}$ ) 和嵌套结果成分 ( $B_{nes}$ ) 来区分物种组成的变化。总结了区域内鸟类物种存在与不存在的数据, 并创建了区域×物种矩阵 (9行×83列)。计算整个河岸景观 (跨九个区域) 和每对相邻区域 (从上游到下游共八个区域对) 之间的相异系数。通过典型对应分析 (CCA; Legendre & Legendre, 2012) 评估鸟类物种组成与环境变量之间的关系。对区域×物种矩阵和区域×环境矩阵 (9行×11列) 进行CCA。我们使用前向选择程序 (Blanchet、Legendre 和 Borcard, 2008) 来减少变量之间的共线性。同样, 提取正交排序轴来表示各个环境变量的贡献, 并帮助识别最简约的模型。检查了排序轴解释的方差。排列检验 (蒙特卡罗方法, 999 次随机运行) 用于检查模型的整体显著性。所有分析均在 R 3.1.3 中使用 vegan 包和 betapart (R 开发核心团队, 2010)。

2015年至2016年, 八区和一区的鸟类物种组成和物种丰富度略有差异, 由于一到两个物种的增加或减少。为了测试抽样的时间偏差是否会影响结果, 我们从2015年和2016年的两年中随机选择了一份鸟类记录, 并进行了上述Mantel相关图、OLS、B多样性和CCA分析。我们多次重复该过程, 分析结果非常可靠。在此, 我们仅报告了 2015 年三区、四区和七区鸟类记录的结果, 以及 2016 年其他地区的鸟类记录结果。

3 | 结果

3.1 | 鸟类物种丰富度及其相关环境因素

所有 89 个点共检测到 83 种鸟类 3,072 次。在 83 种鸟类中, 26 种是留鸟, 55 种是



**图 2 鸟类物种丰富度与最相关变量之间的关系：**(a) 总物种，(b) 食虫动物和 (c) 杂食动物与木材覆盖最相关，(d) 食肉动物与裸地覆盖最相关，(e) 草食动物与年降水量关系最为密切。显示了 OLS 线性拟合和调整后的  $r^2$ 。小于 0.05、0.01 和 0.001 的统计显著性  $p$  值分别表示为 \*、\*\* 和 \*\*\*。

夏季移民。同样，食虫动物有 32 种，构成最大的类群，而食草动物则形成最小的类群，有 9 种（表 1）。第二区虽然只设置了 9 个采样点，但鸟类物种丰富度却是最高。原始数据分析的稀有数据结果是稳健的，因此 OLS 模型表明，木材覆盖度是对所有鸟类产生积极影响的变量。我们只报告了基于原始数据的统计分析。鸟类多样性不存在空间自相关。单变量

量（系数 = 6.948， $t$  值 = 6.866，调整后的  $r^2 = .852$ ，标准误差 = 1.012，自由度 = 7， $p$  值 = .0002），以及对所有鸟类产生负面影响的变量

丰富度为农田覆盖（Coef = -5.625， $t = -3.049$ ， $r^2 = .509$ ， $SE = 1.845$ ， $df = 7$ ， $p = .018$ ）和湿地覆盖（Coef = -5.502， $t = -2.901$ ， $r^2 = .481$ ， $SE = 1.897$ ， $df = 7$ ， $p = .023$ ）。对于鸟



表 2 总体和每只鸟类觅食公会的物种丰富度针对八个变量的最佳拟合多元线性回归模型

| 鸟类觅食公会 | 沃德 | 远的 | 酒吧 | 资产回报率 | 放 | 格拉斯哥 | 特雷 | 数据加密标准 | $r^2$<br>形容词 | $p$   |
|--------|----|----|----|-------|---|------|----|--------|--------------|-------|
| 总体种类   |    |    |    |       |   |      |    |        | .967         | .0046 |
| 食虫动物   |    |    |    |       |   |      |    |        | .801         | .0006 |
| 杂食动物   |    |    |    |       |   |      |    |        | .923         | .0043 |
| 食肉动物   |    |    |    |       |   |      |    |        | .724         | .0519 |
| 食草动物   |    |    |    |       |   |      |    |        | .381         | .0452 |

注：每列为不同变量（WOD、FAR、BAR、ROA、SET、GRA、TRE、DES 分别为森林、农田、裸地、道路、人居、草地、树木和沙漠的面积比例）。灰色单元格表示该变量包含在特定组合（每行）中。列出了每个模型的调整后  $r^2$  和统计显著性  $p$  值。

对于食虫动物，物种丰富度与木材覆盖度呈正相关（Coef = 2.679,  $t$  = 5.757,  $r^2$  = .801, SE = 0.465,  $df$  = 7,  $p$  = .0007）

与 AMT 负相关（Coef = -2.386,  $t$  = -3.643,

$r^2_{\text{形容词}} = .605$ , SE = 0.654,  $df$  = 7,  $p$  = .008）。木质覆盖物是唯一的（CCA1）解释了 16.72%，第二个（CCA2）解释了 16.51%

杂食性鸟类的影响变量，并对特殊性产生积极影响

城市丰富度（Coef = 3.467,  $t$  = 5.822,  $r^2_{\text{形容词}} = .804$ , SE = 0.595,  $df$  = 7,  $p$  = .0006）。对于食肉动物行会，物种丰富度仅与裸地覆盖呈正相关（Coef = 1.549,  $t$  = 3.392,

$r^2_{\text{形容词}} = .567$ , SE = 0.457,  $df$  = 7,  $p$  = .012）。食草动物的丰富度是与木材覆盖率呈正相关（Coef = 1.076,  $t$  = 2.432,

$r^2_{\text{形容词}} = .381$ , SE = 0.442,  $df$  = 7,  $p$  = .045）并且与 AP（Coef = -1.237,  $t$  = -3.276,  $r^2 = .548$ , SE = 0.378,  $df$  = 7,  $p$  = .014）。我们的结果表明，木材覆盖对除肉食动物之外的鸟类物种丰富度产生积极影响，并且是所有鸟类、杂食动物和食虫动物最相关的变量（图 2）。对食肉动物和食草动物影响最大的变量分别是裸地覆盖和 AP（图 2）。MLR 表明，在解释食虫动物和食草动物鸟类物种丰富度变化方面，没有哪个多变量模型比 OLS 模型表现得更好（表 2）。除鸟类食肉动物外，木质覆盖物始终包含在最佳拟合模型中（表 2）。

### 3.2 | Beta多样性和环境解释

大多数鸟类的空间分布较窄。平均而言，在 2.7 个区域检测到单个鸟类物种。所有地区仅检测到两种鸟类：黑耳鸢（*Milvus lineatus*）和欧亚树麻雀（*Passer montanus*）。我们发现 16 种（19.3%）出现在超过 5 个区域，而 34 种（41.0%）仅限于单一区域。就单个类群而言，超过一半地区出现的物种比例为：食虫动物 18.8%（8 种）、杂食动物 14.3%（3 种）、肉食动物 23.8%（5 种）、22.2%（2 种）。）分别为食草动物。

在研究区域中发现了较高的  $\beta$  多样性和更替成分。在整个河岸景观中，总体贝塔多样性为 0.78，周转成分为 0.71。广告之间

邻近河岸地区， $\beta$  索尔 变化范围为 0.43 至 0.68，且  $\beta$  模拟与相比，物种组成变化的一个重要组成部分

相邻区域的  $\beta$  nes（表 3）。CCA 的简化模型仅包括木质覆盖物和 AMT，并解释了 33.2% 的鸟类成分

第一个排序轴的位置变化（ $p$  = .002；图 3）

的方差。

## 4 | 讨论

我们发现木材覆盖物包括树木和灌木

与树苗混合对鸟类物种丰富度产生积极影响阿尔泰山河岸景观。整体  $\beta$  多样性较高，流动性是  $\beta$  多样性的主要组成部分。CCA 的最佳拟合模型包括木材覆盖和 AMT，它解释了高达 33.2% 的鸟类组成变化。我们的结果表明，应该保护木材覆盖物，包括乔木、灌木和幼树，而不仅仅是乔木，以保护整个河岸景观中的高鸟类多样性。

### 4.1 | 鸟类物种丰富度

河岸景观是干旱地区鸟类的重要栖息地。一般来说，鸟类物种的丰富度和丰度随着面积的增加而增加

表 3 从上游到下游每对相邻区域之间计算的 Beta 多样性（ $\beta$ sor）及其嵌套度（ $\beta$ nes）和周转分量（ $\beta$ sim）

| 相邻对 | $\beta$ 索 | $\beta$ 内斯 | $\beta$ 模拟 | $\beta_{\text{sim}}/\beta_{\text{sor}}$ |
|-----|-----------|------------|------------|---|
| 1   | .43       | .05        | .38        | .87                                     |
| 2   | .68       | .09        | .58        | .86                                     |
| 3   | .49       | .03        | .46        | .93                                     |
| 4   | .46       | .16        | .29        | .65                                     |
| 5   | .50       | .03        | .47        | .94                                     |
| 6   | .56       | .14        | .42        | .75                                     |
| 7   | .56       | .08        | .48        | .86                                     |
| 8   | .44       | .12        | .31        | .72                                     |

注：营业额成分与总  $\beta$  多样性的比值（ $\beta_{\text{sim}}/\beta_{\text{sor}}$ ）表明，营业额成分对  $\beta$  多样性贡献了主要比例。总贝塔多样性。

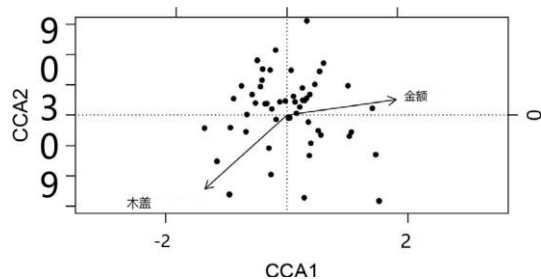


图 3 典型对应分析中的鸟类物种 (点,  $n = 83$ ) 和环境变量 (带箭头的线) 图。环境变量是木材覆盖率和 AMT (年平均温度)。更长的线意味着环境变量对排序轴的更多贡献。线和轴之间的角度越小, 表示环境变量和轴之间的相关性越强。物种点与环境变量箭头的距离越近, 该变量对物种分布格局的影响越强。箭头方向代表环境变量与轴之间相关性的负值或正值。木质覆盖层的强度对于 CCA1 为  $-0.740$ , 对于 CCA2 为  $-0.740$  为  $-0.667$ , AMT 对 CCA1 的强度为  $0.989$ , 对 CCA2 的强度为  $0.141$ 。解释了物种组成总共  $33.24\%$  的变异, 其中  $16.72\%$  来自 CCA1,  $16.51\%$  来自 CCA2

和木本植被的宽度 (Berges 等, 2010; Deschenes、Belanger 和 Giroux, 2003)。大量研究表明, 高灌木和树木繁茂的地带比其他类型的植被含有更多的鸟类多样性和丰富度 (Dechenes et al., 2003; Lynn et al., 1998; Powell & Steidl, 2015), 而河岸灌木对鸟类的生长非常重要。热带干旱地区的鸟类保护 (Arizmendi 等, 2008)。马丁等人。(2006) 发现有树木层的河岸地区鸟类丰富度很高, 并且以小型食虫动物为主。我们的结果与以前的研究人员的结果一致, 我们发现包含树木和灌木的栖息地斑块通常具有更大的植被复杂性, 而不是高大的树木, 这可能为鸟类创造额外的生态位。欧因等人。(2015) 声称减少林下植被或枯木可能会对食虫动物产生负面影响。扬科夫斯基等人。(2013) 发现植被结构是食虫动物和杂食动物的重要预测因素, 其中昆虫是主要饮食成分。在我们的研究中, 食虫动物占据了整个鸟类物种的很大一部分, 食虫动物和杂食动物与其栖息地的树林关系最为密切, 这两种觅食类群的丰富性可能受益于以河岸植被和突水溪流为食的陆生昆虫的丰富性昆虫 (Murakami & Nakano, 2002; Nakano & Murakami, 2001; Sullivan et al., 2007) 海岸鸟类 (未包括在本研究中) 可能以水生昆虫的幼虫为食。

## 4.2 | 贝塔多样性

我们研究区域的鸟类群落之间发现了高度的 $\beta$ 多样性, 并且嵌套成分对

鸟类组成差异的贡献远小于周转率。在不太多样化的地区发现的鸟类并不是多样化地区物种的子集。环境变量仅解释了区域间物种组成差异的  $33.24\%$ , 这表明还有其他环境因素需要考虑。例如, 扬科夫斯基等人。(2013) 发现对于所有觅食行会来说, 树种组成是比植被结构更重要的预测因素。越来越多的研究证明, 任何地方的物种出现可能不仅取决于该地点的特征, 还取决于更大景观的特征 (例如, Lee & Rotenberry, 2015; Nelson 等, 2011; Nimmo 等, 2011)。, 2016)。由于栖息地结构的差异, 例如树种、灌木和草的组合, 栖息地可能对不同的物种有吸引力 (Berges 等, 2010)。Best、Bergin 和 Freemark (2001) 发现很少有鸟类栖息在中耕作物田中。许多人仅将它们用于进食, 当农田与邻近的树木繁茂的栖息地相关时, 这种情况更有可能发生。伯格等人。(2010) 发现农作物和牧场不太适合许多鸟类栖息地, 这可能是由于缺乏树木、灌木或高草等栖息地结构。在我们的研究中, 农作物地或牧场地记录的许多鸟类物种通常是生活在分散在农业或草原基质上的小片树林中的鸟类, 例如天蓝山雀 (Parusyanus)、大山雀 (parusmajor)、欧洲山雀 (Parusmajor) 食蜂鸟 (Merops apiaster)、斑鹛 (Muscicapa striata) 和欧亚颈斑鸠 (Streptopelia decaocto); 或在上空漫游的捕蝇物种, 如北家燕 (Delichon urbica)、沙燕 (Riparia riparia) 和叉尾雨燕 (Apus pacificus); 或已知喜欢开放栖息地并通常栖息在电线上捕食的鸟类, 例如欧洲鹡鸰 (Coracias garrulus) 和小红隼 (Falco naumanni)。因此, 尽管我们的模型没有考虑木本物种组成和更大规模的环境因素, 但木材覆盖在预测鸟类组成变化方面的功能可能是合理的。

## 5 | 结论

河岸地区是受威胁最严重的景观之一 (Groffman 等, 2003)。历史上, 人类社会在溪流和河流附近定居, 以获得水、食物、灌溉、交通和工业水力的需求 (Pennington 等, 2008)。同时, 河岸地区提供了高度的植被连通性和鸟类在景观中移动的走廊 (Sekercioglu 等, 2015)。阿尔泰山脉的河岸景观是带状绿洲, 栖息地斑块不断变化。自然植被对于留鸟和候鸟都至关重要, 并且拥有高度的鸟类物种多样性。河岸地区的林地被砍伐为农田、砍伐作为燃料或用作牧场。特别是, 灌木和幼树苗用于放牧和割草。因此, 河岸地区正在转变为灌木地、草原或农田。木本植被的维护对于支持多种鸟类至关重要。因此, 最大限度地保护整个河岸地区的保护战略,

而不是特定领域, 应该使用。混交林景观, 不仅要保护高大乔木, 还应保护灌木和幼树。

## 致谢

这项工作得到了中国科技部重点基础科学技术项目 (2013FY110300) 的资助。感谢白硕、曹丹丹、段晓楠、刘宁娜、吴兵、崔少鹏和陶夏秋的工作, 以及崔少鹏、丁晨晨和黄元军在 GIS 分析方面的帮助。卡拉麦里山自然保护区的现场支持使这项工作成为可能。感谢 Eric I Ameca 和 Lili Li 对稿件英文的修改和完善。我们还感谢编辑和两位匿名审稿人提供的详细而有用的评论。

## 利益冲突

不存在利益冲突。

## 作者的贡献

N. L.、Z. J. 和 Y. S. 构思了这些想法并设计了方法;  
N. L.、H. C.、Y. Q. 和 C. L. 收集了数据; N. L. 和 L. Z. 分析了数据; N. L.、Z. J.、X. P. 和 C. L. 领导了手稿的撰写。所有作者都对草稿做出了贡献。

## 数据可用性声明

原始数据在 Dryad 存储库中提供 (<https://doi.org/10.5061/dryad.3m66bd1>)。

## 奥西德

 <https://orcid.org/0000-0003-3082-4011>

## 打开 RESE ARCH BADG ES



本文因公开重现报告结果所需的数字共享数据而获得了开放数据徽章。数据可在本研究中的原始鸟类数据中获得: [osf.io/78qcw](https://osf.io/78qcw); 原始环境数据: [osf.io/qf5cw](https://osf.io/qf5cw)。

## 参考文献

Ammon, E. M. 和 Stacey, P. B. (1997). 鸟类巢穴的成功与山地河岸系统过去的放牧

制度有关。秃鹰, 99, 7-13. <https://doi.org/10.2307/1370219>

- 安德森, M. J., 克里斯特, T. O., 蔡斯, J. M., 韦伦德, M., 井上, B. D., 弗里斯通, A. L., .....斯文森, NG. (2011)。探索多样性的多重含义: 实践生态学家的路线图。生态学报, 14, 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>应承担的
- Arizmendi, M. D. C., Davila, P., Estrada, A., Figueroa, E., Marquez-Valdelamar, L., Lira, R., ... Valiente-Banuet, A. (2008). 河岸豆科灌木对于热带干旱墨西哥的鸟类保护非常重要。干旱环境杂志, 72, 1146-1163. <https://doi.org/10.1016/j.jaridev.2007.12.017>
- Balestrieri, R., Basile, M., Posillico, M., Altea, T., De Cinti, B. 和 Matteucci, G. (2015). 基于行会的方法来评估山毛榉森林结构对鸟类群落的影响。森林生态与管理, 356, 216-223. <https://doi.org/10.1016/j.前科.2015.07.011>
- 巴塞尔加, A. (2007)。从丰富度梯度中解开相似性的距离衰减: 对 Soininen 等人的响应。生态学, 30, 838-841. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05191.x>
- 巴塞尔加, A. (2010)。对 beta 多样性的周转和嵌套成分进行划分。全球生态学和生物地理学, 19, 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bennett, A. F., Nimmo, D. G. 和 Radford, J. Q. (2014). 河岸植被对于高度改造环境中林地鸟类的景观规模保护具有不成比例的好处。应用生态学杂志, 51, 514-523. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12200>
- Berduc, A., Lorenzon, R. E. 和 Beltzer, A. H. (2015). 巴拉那河中部河岸森林沿纬度梯度的鸟类多样性模式。阿根廷墨西哥生物多样性杂志, 86, 419-430. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.003>
- Berges, S. A., Moore, L. A. S., Isenhardt, T. M. 和 Schultz, R. C. (2010). 以农业为主的流域内河岸缓冲区、中耕作物田和放牧牧场的鸟类物种多样性。农林系统, 79, 97-110. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9270-6>
- Best, L. B., Bergin, T. M. 和 Freemark, K. E. (2001). 景观构成对中耕作物田间鸟类利用的影响。野生动物管理杂志, 65, 442-449. <https://doi.org/10.2307/3803096>
- 布莱克, J. G. 和洛伊塞尔, B. A. (2000). 哥斯达黎加中部科迪勒拉山脉沿海拔梯度的鸟类多样性。海雀, 117, 663-686. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2000\)117\[0663:多巴埃\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2000)117[0663:多巴埃]2.0.Co;2)
- Blanchet, F. G., Legendre, P. 和 Borcard, D. (2008). 解释变量的前向选择。生态学, 89, 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>
- Deschenes, M., Belanger, L. 和 Giroux, J. F. (2003). 鸟类利用农田河岸带来减少和破坏农作物。农业、生态系统与环境, 95, 567-577. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00177-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00177-9)
- Dobkin, D. S., Rich, A. C. 和 Pyle, W. H. (1998). 西北大盆地河岸草甸系统放牧牲畜的栖息地和鸟类区系恢复。保护生物学, 12, 209-221. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.96349.x>
- 法利 (G. H.), 埃利斯 (L. M.), 斯图尔特 (J. N.) 和斯科特 (N. J.) (1994). 中里奥格兰德河沿岸森林不同年龄的鸟类物种丰富度。新墨西哥保护生物学, 8, 1098-1108. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041098.x>
- Gomez, D., Rivera, L., Politi, N. 和 Ruggera, R. (2016). 阿根廷西北部普雷蒙特森林河岸森林的鸟类群落。新热带鸟类学, 27, 47-57.
- Gregory, R. D., Vorisek, P., Van strien, A., Gmelig meyling, A. W., Jiguet, F., Fornasari, L., .....Burfield, I. J. (2007). 欧洲广泛分布的林地鸟类的种群趋势。宜必思, 149, 78-97. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2007.00698.x>
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., ...Zipperer, W. C. (2003). 河边: 城市河岸生态。生态与环境前沿, 1, 315-321. <https://doi.org/10.2307/3868092>



- 哈里森, S., 罗斯, S.J., & 劳顿, J.H. (1992). 英国地理梯度的贝塔多样性. *动物生态学杂志*, 61, 151-158. <https://doi.org/10.2307/5518>
- Hasui, E., Gomes, V. S. D. 和 Silva, W. R. (2007). 大西洋雨林植被性状对食果鸟类栖息地偏好的影响. *生物热带*, 39, 502-509. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00299.x>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. 和 Jarvis, A. (2005). 全球陆地区域的极高分辨率插值气候表面. *国际气候学杂志*, 25, 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hillman, E. J., Bigelow, S. G., Samuelson, G. M., Herzog, P. W., Hurly, T. A. 和 Rood, S. B. (2016). 河流流量的增加扩大了河岸栖息地: 流量增加对阿尔伯塔省小弓河沿岸的河道形态、河岸植被和鸟类的影响. *河流研究与应用*, 32, 1687-1697. <https://doi.org/10.1002/rra.3018>
- 岩田 T., 中野 S. 和村上 M. (2003). 溪流蜿蜒增加了河岸落叶林中食虫鸟类的数量. *生态学*, 26, 325-337. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x>
- Jankowski, J. E., Ciecka, A. L., Meyer, N. Y. 和 Rabenold, K. N. (2009). 沿环境梯度的贝塔多样性: 热带山地景观栖息地专业化的影响. *动物生态学杂志*, 78, 315-327. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x>
- Jankowski, J. E., Merkord, C. L., Rios, W. F., Cabrera, K. G., Revilla, N. S. 和 Silman, M. R. (2013). 安第斯山脉海拔梯度上热带鸟类群落与树种组成和植被结构的关系. *生物地理学杂志*, 40, 950-962. <https://doi.org/10.1111/jbi.12041>
- 詹森, A. 和罗伯逊, A.I. (2001). 河岸鸟类群落与澳大利亚东南部洪泛区林地土地管理实践的关系. *生物保护*, 100, 173-185. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00235-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00235-4)
- Kissling, W. D., Rahbek, C. 和 Böhning-Gaese, K. (2007). 食用植物多样性是鸟类食果动物丰富度的广泛决定因素. *英国皇家学会学报 B: 生物科学*, 274(1611), 799-808. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0311>
- Lee, M. B. 和 Rotenberry, J. T. (2015). 干旱地区土地利用对河岸鸟类的影响. *干旱环境杂志*, 119, 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.jaridev.2015.04.001>
- 勒让德, P. 和勒让德, L. (2012). 数值生态学 (第3版, 英文版). 荷兰阿姆斯特丹: Elsevier Science BV.
- Li, L., Wang, Z., Zerbe, S., Abdusali, N., Tang, Z., Ma, M., ... Fang, J. (2013). 中国西北旱地物种丰富度格局与水能动态. *公共图书馆一号*, 8, e66450. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066450>
- 梁成、冯刚、司X、毛立、杨G.、斯文宁J.C.和杨J.(2018). 鸟类物种丰富度与内蒙古生态系统发育相关性、植物物种丰富度和海拔范围有关. *进化论*, 8, 53-58. <https://doi.org/10.1002/ece3.3606>
- 卢克, S.H., 斯莱德, E.M., 格雷, C.L., 安娜玛拉, K.V., 德鲁尔, J., 威廉姆森, J., ... 斯图比格, M.J. (2019). 热带农业的河岸缓冲区: 科学支持、有效性和政策方向. *应用生态学杂志*, 56, 85-92. <https://doi.org/10.1111/1365.2664.13280>
- Lynn, S., Morrison, M. L., Kuenzi, A. J., Neale, J. C. C., Sacks, B. N., Hamlin, R. 和 Hall, L. S. (1998). 加利福尼亚州和内华达州特拉基河沿岸的鸟类对河岸植被的利用. *大盆地博物学家*, 58, 328-343.
- Martin, T. G., McIntyre, S., Catterall, C. P. 和 Possingham, H. P. (2006). 景观环境对于河岸保护重要吗? 鸟儿在绿草如茵的林地里. *生物保护*, 127, 201-214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.08.014>
- 马丁, T.G. 和波辛厄姆, H.P. (2005). 使用觅食高度数据预测牲畜放牧对鸟类的影响. *应用生态学杂志*, 42, 400-408. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01012.x>
- 马明 (2011). *新疆鸟类分布名录*. 中国北京: 科学出版社.
- 村上, M., & 中野, S. (2002). 水生昆虫的出现通过鸟类的捕食对陆生昆虫种群产生间接影响. *生态学快报*, 5, 333-337. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00321.x>
- Naiman, R. J., Decamps, H. 和 Pollock, M. (1993). 河岸走廊在维持区域生物多样性方面的作用. *生态应用*, 3, 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- 中野 S. 和村上 M. (2001). 互惠补贴: 陆地和水生食物网之间的动态相互依赖. *美国国家科学院院刊*, 98, 166-170. <https://doi.org/10.1073/pnas.98.1.166>
- 纳尔逊, K.S., 格雷, E.M., & 埃文斯, J.R. (2011). 寻找鸟类恢复和牲畜管理的解决方案: 比较放牧排除水平. *生态应用*, 21, 547-554. <https://doi.org/10.1890/10-0032.1>
- Nimmo, D. G., Haslem, A., Radford, J. Q., Hall, M. 和 Bennett, A. F. (2016). 河岸树木覆盖增强了林地鸟类群落在极端气候事件期间的抵抗力和稳定性. *应用生态学杂志*, 53, 449-458. <https://doi.org/10.1111/1365.2664.12535>
- Quin, A., Cabanettes, A., Andrieu, E., Deconchat, M., Roume, A., Vigan, M. 和 Larrieu, L. (2015). 温带小林地边缘和内部树木微生境丰度和多样性的比较. *森林生态与管理*, 340, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.009>
- Palmer, G. C. 和 Bennett, A. F. (2006). 河岸带在澳大利亚东南部的森林马赛克中提供了独特的鸟类组合. *生物保护*, 130, 447-457. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.005>
- Palmer, G. C., Fitzsimons, J. A., Antos, M. J. 和 White, J. G. (2008). 郊区残余植被中本地鸟类丰富度的决定因素: 对保护规划的影响. *生物保护*, 141, 2329-2341. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.025>
- 帕特森, B.D., 斯托茨, D.F., 索拉里, S., 菲茨帕特里克, J.W., & 帕切科, V. (1998). 秘鲁东南部安第斯山脉鸟类和哺乳动物海拔分区的对比模式. *生物地理学杂志*, 25, 593-607. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2530593.x>
- Pennington, D. N., Hansel, J. 和 Blair, R. B. (2008). 春季迁徙期间城市河岸地区对陆地鸟类的保护价值: 土地覆盖、规模和植被影响. *生物保护*, 141, 1235-1248. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.021>
- 鲍威尔, B.F. 和施泰德尔, R.J. (2015). 植被对美国亚利桑那州天空群岛山地河岸鸟类群落的影响. *西南博物学家*, 60, 65-71. <https://doi.org/10.1894/MCG-09.1>
- R 开发核心团队 (2010). *R: 统计计算的语言和环境*. 奥地利维也纳: R 统计计算基金会. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>
- Sekercioglu, C. H., Loarie, S. R., Oviedo-Brenes, F., Mendenhall, C. D., Daily, G. C. 和 Ehrlich, P. R. (2015). 热带乡村河岸走廊为破碎景观中传播种子的森林鸟类提供了重要的栖息地和连通性. *鸟类学杂志*, 156, S343-S353. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1299-x>
- 雪莉, S.M. 和史密斯, J.N.M. (2005). 沿海温带森林中不同宽度的河岸缓冲带的鸟类群落结构. *生物保护*, 125, 475-489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.011>
- Si, X. F., Baselga, A. 和 Ding, P. (2015). 通过分离周转和筑巢成分, 揭示被淹没的陆桥岛屿上繁殖鸟类和蜥蜴群落的B多样性模式. *《公共科学图书馆一号》*, 10, e0127692. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127692>
- Sullivan, S. M. P., Watzin, M. C. 和 Keeton, W. S. (2007). 从河流景观角度观察河流鸟类群落的栖息地关联

- 位于美国尚普兰湖盆地。景观生态学, 22, 1169-1186。  
<https://doi.org/10.1007/s10980-007-9097-3>
- Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., van Halder, I., Jactel, H. 和 Barbaro, L. (2016)。森林边缘对于马赛克景观中的鸟类群落具有很高的保护价值。生态学与进化, 6 ( 15 ), 5178-5189。  
<https://doi.org/10.1002/ece3.2273>
- Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Bairlein, F., Škorpilová, J. 和 Gregory, R. D. (2014)。非洲-古北界移民的减少和潜在原因的评估。宜必思, 156, 1-22。  
<https://doi.org/10.1111/ibi.12118>
- 惠特克, R. H. (1960)。俄勒冈州和加利福尼亚州锡斯基尤山脉的植被。生态专著, 30, 280-338。  
<https://doi.org/10.2307/1943563>
- 惠特克, R. H. (1972)。物种多样性的进化和测量。分类单元, 21, 213-251。  
<https://doi.org/10.2307/1218190>
- Woinarski, J. C. Z., Brock, C., Armstrong, M., Hempel, C., Cheal, D. 和 Brennan, K. (2000)。澳大利亚热带稀树草原广阔自然景观中河岸植被中的鸟类分布：分布数据库的大规模调查和分析。生物地理学杂志, 27, 843-868。  
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00439.x>
- 张红、周红、叶Q、宾W. (2016)。新疆额尔齐斯河流域典型地区灌木群落物种多样性。生态学杂志, 35(5), 1188-1196。  
<https://doi.org/10.13292/j.1000-4890.201605.026>
- Zimbres, B., Peres, C. A. 和 Machado, R. B. (2017)。陆地哺乳动物对亚马逊流域牧场景观中残留河岸森林栖息地结构和质量的反应。生物保护, 206, 283-292。  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.033>

**如何引用本文：**Li N, Sun Y, Chu H, et al. 阿尔泰河岸景观中的鸟类物种多样性：木材覆盖对于鸟类丰富度起着关键作用。生态进化。2019; 9: 9634–9643。  
<https://doi.org/10.1002/ece3.5493>