https://doi.org/10.3799/dqkx.2026.042

青藏高原重大道路工程的生态系统影响及狭域物种灭绝风险评估

晋 港[1],孙耀航[1],郭建军[2],邹丰翼[1],岳东霞[1*]

1. 兰州大学资源环境学院,甘肃兰州 730000
2. 中国科学院西北生态环境资源研究院,甘肃兰州 730000

摘 要: 道路建设与运营作为一种典型的重大人类活动,已成为人类对自然生态系统施加的强烈干扰.准确认识道路对植物群落及其生境的影响,掌握植被和土壤随道路年龄、距离的变化规律,以及由此引发的道路影响范围内狭域物种灭绝风险,能够为道路沿线生物多样性保护和生态恢复提供科学依据.本文以全长约1 000 km的青藏高原中尼交通廊道重大道路工程——中尼公路国内段为研究对象,基于不同道路沿线两侧10~150 m的道路间接干扰区内9个草本样地和19个灌木样地的野外植被和土壤调查数据,分植物群落和物种两个层级,采用线性混合效应模型(LMM)综合评估了不同道路年龄和不同距道路距离对生态系统植被群落特征和土壤理化性质的影响;采用冗余分析(RDA)和距离矩阵相关(Mantel)检验探讨了草本和灌木群落特征与土壤性质的相关性,并利用最大熵(MaxEnt)模型预测了廊道内4种狭域物种的潜在适生区分布及灭绝风险.结果表明,距道路10~150 m的间接干扰区为路域生态系统变化的关键区域,道路通过改变土壤理化性质作为干扰驱动,进而影响着植物群落特征,其中草本群落组成和多样性的变化主要受土壤水分含量(SMC)和pH的变化驱动,而灌木群落则受土壤水分含量、pH、全氮(STN)、全磷(STP)和土壤有机碳(SOC)等变量的影响,其影响程度因距道路距离的不同而不同.其次,在道路两侧5 km缓冲区内灭绝风险最高的为西藏红豆杉,其次为喜马红景天和大花红景天,最低的为多刺绿绒蒿.本文研究结果有助于深入理解青藏高原道路工程对生态系统的影响,对路域受损生态系统修复和狭域物种的保护也有重要指导意义.

关键词: 道路工程;生态影响;青藏高原;生态系统变化;生物多样性;生态学.

中图分类号: P66 **文章编号:** 1000-2383(2026)09-3349-12 **收稿日期:** 2025-08-31

Ecological Impacts of Major Road Infrastructure on the Qinghai-Xizang Plateau and Extinction Risk Assessment of Narrow-Range Species

Jin Gang[1], Sun Yaohang[1], Guo Jianjun[2], Zou Fengyi[1], Yue Dongxia[1*]

1. *College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou* 730000, *China*
2. *Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou* 730000, *China*

Abstract: Road construction and operation, as major forms of human activities, have become important sources of disturbance to natural ecosystems. It is essential for biodiversity conservation and ecological restoration along transportation corridors to

基金项目: 国家重点研发计划项目(No. 2023YFC3007101);第二次青藏高原综合科学考察研究项目(No. 2021QZKK0204).

作者简介: 晋港(1997-),男,在读博士生,主要研究方向为人类活动干扰下植物群落和环境因素动态变化.ORCID: 0009-0008-0319-9760. E-mail:120220909661@lzu.edu.cn

* **通讯作者:** 岳东霞,ORCID: 0000-0002-9007-2117. E-mail:dxyue@lzu.edu.cn

引用格式: 晋港,孙耀航,郭建军,邹丰翼,岳东霞,2026.青藏高原重大道路工程的生态系统影响及狭域物种灭绝风险评估.地球科学,51(9):3349-3360.

Citation: Jin Gang, Sun Yaohang, Guo Jianjun, Zou Fengyi, Yue Dongxia, 2026. Ecological Impacts of Major Road Infrastructure on the Qinghai-Xizang Plateau and Extinction Risk Assessment of Narrow-Range Species. *Earth Science*, 51(9): 3349-3360.

accurately understand the effects of roads on plant communities and their habitats, to identify how vegetation and soil properties vary with road age and distance from roads, and to assess the associated extinction risks of narrow-range species within road-affected areas. In this study, we investigated the domestic section of the Sino-Nepal Highway, a major road infrastructure project extending approximately 1 000 km across the Qinghai-Xizang Plateau. Based on field surveys of vegetation and soil conducted at nine herbaceous sites and 19 shrub sites located within the indirect road-disturbance zone, 10−150 m from both sides of roads of different ages, we evaluated road-induced ecological effects at both the plant community and species levels. Linear mixed-effects models (LMMs) were used to comprehensively assess the effects of road age and distance from roads on plant community characteristics and soil physicochemical properties. Redundancy analysis (RDA) and Mantel tests were applied to examine relationships between plant community characteristics and soil properties in herbaceous and shrub communities. In addition, the maximum entropy (MaxEnt) model was used to predict the potential suitable habitats and extinction risks of four narrow-range species within the corridor. The results show that the indirect disturbance zone within 10-150 m of roads represents a key area of ecological change in road-affected ecosystems. Roads influenced plant community characteristics primarily through disturbance-induced changes in soil physicochemical properties. Changes in the composition and diversity of herbaceous communities were mainly associated with variations in soil moisture content (SMC) and pH, whereas shrub communities were influenced by a broader set of soil variables, including SMC, pH, soil total nitrogen (STN), soil total phosphorus (STP), and soil organic carbon (SOC), with the magnitude of these effects varying with distance from the road. Within a 5 km buffer on both sides of the road corridor, *Taxus wallichiana* exhibited the highest extinction risk, followed by *Rhodiola crenulata* and *Rhodiola wallichiana*, whereas *Meconopsis horridula* showed the lowest risk. The findings contribute to a deeper understanding of the ecological impacts of road infrastructure on the Qinghai-Xizang Plateau and facilitate the future restoration of road-disturbed ecosystems and the conservation of narrow-range species.

Key words: road infrastructure; ecological impact; Qinghai-Xizang Plateau; ecosystem change; biodiversity; ecology.

0 引言

道路是陆地生态系统中最普遍的人类活动产物之一,其生态影响可扩展至整个景观,是自然环境中人类干扰的主要形式(Trombulak *et al.*, 2000).道路不仅可导致生物体的直接死亡或严重伤害,还可能改变资源的可获得性(Tan *et al.*,2024).虽然道路建设促进了社会经济发展,其扩张与经济增长密切相关(Meijer *et al.*,2018),但构建与自然生态系统相协调的道路系统始终是工程师与环境保护人士共同追求的目标(Forman and Alexander,1998).现有研究已充分证明,道路会带来广泛的生态系统影响,包括栖息地破碎化、土地利用变化、植被丧失、土壤侵蚀和空气污染等,这些问题已引起学术界广泛关注(Spellerberg,1998;Forman,2000).尽管道路仅占用少量土地面积,但其生态影响却远大于其物理尺度.在许多发达国家,道路面积仅占国土的1%,却可影响高达20%的景观(Forman and Deblinger,2000).随着经济发展持续推进,道路建设作为人类改造景观的最常见方式之一,其规模预计将进一步扩大(Patarasuk, 2012; Xie *et al.*, 2021).因此,道路引发的生态影响包括栖息地破碎、边缘效应、土壤污染及生物多样性丧失等,这些亟须深入研究(Jackson and Fahrig,2011).

道路对生态系统的影响主要体现在距道路距离和道路使用时间两个方面.例如,森林道路对土壤特性、森林结构及植物组成的影响可延伸至距道路边缘30 m范围内(Deljouei *et al.*,2018).植物多样性(如草本植物和地衣)以及树木更新能力与距道路距离密切相关,除有机碳外,大多数土壤理化性质会随着距道路边缘距离的增加而改善(Arjmand *et al.*,2023).现有研究显示,森林道路对植物多样性和丰富度的影响范围可达距道路边缘45 m,但随道路途经生态系统类型的变化其影响距离存在差异.在物种组成方面,靠近道路的区域,特有的本地植物物种丰富度显著低于远离道路的区域,外来物种入侵往往促进了生物均质化现象(Haider *et al.*, 2018).此外,道路沿线的土壤pH、有机质、粉粒、黏粒、氮和磷的含量在侵蚀区、非侵蚀区与对照区之间也存在显著差异,呈现出明显空间异质性(Yousefi *et al.*,2016).针对黄河三角洲内道路的研究表明,物种丰富度和土壤性质(包括土壤水分、容重、盐度及pH值)在道路邻近区与非道路区之间存在显著差异,而这种差异不受道路年龄影响(曾胜兰, 2011;Zeng *et al.*,2012).此外,道路还加剧了重金属在相邻土壤中的累积过程(冯新斌等, 2022).例如,

在青藏公路沿线,优势植物对重金属的吸收随着距离增大(0～300 m)呈指数式下降,其中道路边缘1 m范围内的沉积量最高.因此,道路对土壤理化性质的干扰会改变植物群落的演替轨迹,导致道路干扰区与非道路干扰区的植被群落在物种组成上出现分化.

青藏高原被誉为“地球第三极”,其对气候变化的敏感性仅次于北极(姚令侃等,2012).高原独特的气候条件、高海拔和脆弱的生态系统使其对外部扰动尤为敏感(Miao *et al.*,2021).由于高寒、干旱等环境特点,该区生态系统在全球气候变化与人类活动双重影响下极易发生退化.近年来,青藏高原植物物种、群落结构及生态系统功能均发生了前所未有的变化(Liu *et al.*,2022),尤其是道路和铁路的建设对当地生态系统造成了深远影响(Yi *et al.*,2011).例如,青藏公路沿线已观测到植被退化及土壤理化性质的显著变化(Liu *et al.*,2021).尽管部分研究显示该地区高寒草地的植物多样性对道路干扰具有一定韧性(Chen *et al.*,2024),但道路干扰区需配合人工植被重建才能实现长期生态恢复(Xu *et al.*,2006).

交通廊道作为道路与周边社会经济活动和自然环境的整合带,既体现了区域发展战略,也带来了新的生态保护挑战(Chen *et al.*,2023).本研究以青藏高原中尼交通廊道(The Sino-Nepalese Transport Corridor,SNTC)重大道路工程——中尼公路国内段为研究对象,通过实地样方调查和室内测试分析,综合评估了道路对植物群落性状、物种丰富度和土壤理化性质的影响,分析了廊道内狭域物种的潜在适生区分布及灭绝风险,以期为青藏高原道路影响下的路域生态系统恢复策略提供科学依据,支持中尼交通走廊建设过程中的生态系统保护与管理(Sun *et al.*,2024).

1　研究区概况与数据收集

1.1　研究区概况

中尼交通廊道位于中国西藏自治区南部与尼泊尔甘达基省和巴格马提省交界处,本研究主要集中在廊道的中国部分,面积约74 200 km^2,平均海拔为4 489 m.廊道横跨喜马拉雅山脉南北坡,分属多个气候区,除了喜马拉雅山脉南坡的吉隆段和聂拉木段为南亚山地季风区,高原大部分地区属于高原温带半干旱季风气候,年平均气温为－16～14 ℃,年降水量为294～325 mm.廊道区流经的重要河流有吉隆藏布江、波曲河和雅鲁藏布江及其重要支流朋曲河和拉萨河,全域垂直高差极大,植被垂直地带性明显,是典型的多生态系统梯度走廊,主要的生态系统类型包括高寒荒漠生态系统、高寒草甸生态系统、高山灌丛-亚高山针叶林生态系统、高山-山地温带森林生态系统、冰川-雪山生态系统等,优势植被类型包括南亚季风区的亚高山针叶林、山地常绿阔叶林、高原温带干旱区的高寒荒漠草原、高寒草甸和高寒灌丛.廊道内重大道路工程主要有中尼公路、中尼铁路以及部分区段的高速公路.中尼公路是SNTC的主要交通干线,东起拉萨,西经聂拉木和吉隆口岸,包括G318和G219国道,全线长度约920 km,其中在中国境内约806 km,在尼泊尔境内约114 km,道路所经区域平均海拔约4 000 m(Wu *et al.*,2022).该公路于1965年建成通车,2002年至2010年间,为了应对持续不断的自然灾害和不断增长的经济和社会需求,中国政府对其进行了大规模的升级改造(姚令侃等, 2012).因此,本文主要以中尼公路国内段的G318和G219国道为研究对象开展研究,覆盖了85°12′E至91°03′E、27°59′N至29°39′N之间的区域(图1).

1.2　数据收集

本研究于2023年6月至8月在SNTC的G318和G219沿线植被生长高峰期进行野外调查.采用标准化的野外调查和抽样方法收集植物群落和土壤数据(Liu *et al.*, 2013).参照以往的研究,道路的边缘效应通常在距离道路100 m以内最为明显(Haskell, 2000;Deljouei *et al.*, 2018;Arjmand *et al.*, 2023).据此,在距离道路边缘10、30、50、100和150 m五个距离处建立自然植物样带(图1)开展调查,植被类型分为草本植物和灌木两种生活型.草本植物采用0.5 m×0.5 m样方,灌木采用5 m×5 m样方.对每个样方记录盖度、物种组成、丰度、高度、冠宽、基径和地上生物量等数据.共调查了28个样地,包括420个样方(135个草本样方、285个灌木样方),获取了420个土壤混合样本,以开展道路对生态系统的影响研究.

样地选址遵循以下原则:(1)地形平坦,坡度或微地形变化最小;(2)与城市、村庄、农田和其他人类活动密集区的距离较远;(3)样地宽度足以容纳完整的样带布局;(4)排除受人工生态修复工程影响的区域.

土壤样品采集使用五点采样法,自每个样方中心和四角处0～20 cm表层采集土样,将其混合成一

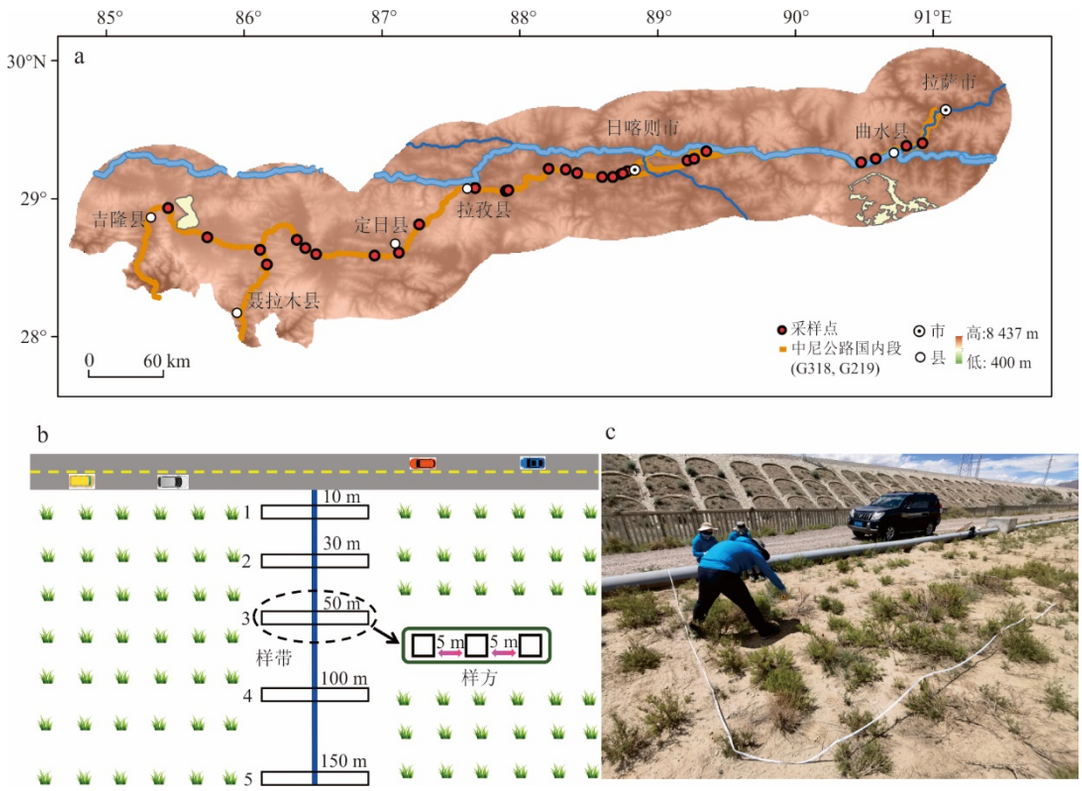


图 1 青藏高原交通廊道 G318 和 G219 国道沿线研究区域和样地分布

Fig.1 Distribution of the study area and sampling points along State Routes G318 and G219 in the Qinghai-Xizang Plateau Transport Corridor (SNTC)

a. 沿道路分布的样地位置；b. 每个样地的植被采样设计图，样带 1～5 代表五个距道路边缘不同距离的样带．样方间隔 5 m，平行于路边；c. 采样工作照片为距离公路 10 m 处样带的植被样方调查

份土样．每处样方收集 200～300 g 土壤样品，收集后用自封袋进行快速封口，送回实验室进行自然风干．本研究测定了反映土壤养分的 5 个指标，包括：土壤含水量（SMC）、土壤有机碳含量（SOC）、土壤总氮含量（STN）、土壤总磷含量（STP）和土壤 pH．风干后的土样先用 2 mm 土筛进行初筛，然后用 100 目（孔径 0.15 mm）土筛再次进行过筛，之后对筛好的土样进行土壤元素含量（STN、STP、SOC）、pH 值测定．SMC 采用多参数土壤水分速测仪（型号：TZS-5X-G，浙江托普）在样地现场测定并记录数值和采集时间；pH 值采用电位法，用高精度电化学分析仪（型号：P901，上海佑科）测得，仪器精度为 25 ℃下≤0.2 pH；STN 采用凯氏定氮法测得；STP 采用钼锑抗分光光度法测得，使用全自动化学分析仪（型号：Smart Chem 200）进行测定，仪器浓度重复性≤1.0% CV，检测误差≤0.01 mg/L．SOC 采用重铬酸钾容量法测得．样品在兰州大学西部环境教育部重点实验室和兰州大学分析测试中心进行处理和测试．

2 研究方法

2.1 道路工程生态系统影响评价方法

为了探索草本和灌木群落中植物群落性状与土壤特性之间的关系，在 R 软件中使用 vegan 和 linkET 软件包进行了冗余分析（RDA）和距离矩阵相关（Mantel）检验．RDA 分析将植物群落特征和 Alpha 多样性指数作为响应变量，将海拔和土壤性质作为解释变量，并对植物群落数据中的物种丰度数据做赫林格（Hellinger）转换，进行标准化，以抵消优势物种的影响；使用方差膨胀因子（VIF）评估环境解释变量之间的多重共线性．本研究中评估的所有变量的 VIF 值均＜5，不存在共线性．Mantel 检验中群落指标矩阵构建采用了 Bray-Curtis 距离，环境变量矩阵构建采用了欧氏距离，置换次数为 linkET 软件包默认的 999 次．

进而，采用线性混合效应模型（LMM）评价了距道路距离、海拔和道路年龄（即道路自建设以来的时间长度，以年为单位计算）对植物群落特征、多

样性和土壤理化性质的相对影响.在模型中,距离、海拔和道路年龄作为固定效应被纳入,以样地为随机效应,分组层级为样地,每个样地都有一个独立的截距,未引入随机斜率.考虑到回归系数原始单位的直接解释便利性,模型中并未出现交互项以及避免引入标准差依赖样本的可比性问题等,固定效应变量未进行中心化或标准化处理.模型残差及随机效应分布采用图形诊断和performance软件包中的check_model函数进行评估,分别进行后验预测检验、线性关系检验、同方差性检验、高影响点检查、多重共线性检验、残差正态性检验、随机效应正态性检验.使用lme4软件包拟合模型(表1和表2),使用ggplot2软件包将结果可视化.所有统计分析均在R(4.5.0版本;https://cran.r-project.org/)中进行.结果显示,模型整体拟合良好,线性、正态性、共线性假设满足模型运行要求,模型结果具有高解释度.

2.2　狭域物种影响

本研究选取评估狭域物种的标准如下:(1)在西藏地区及本研究区范围内狭域分布的物种;(2)被列入《中国生物多样性红色名录-高等植物卷》或者《国家重点保护野生植物名录》的受国家保护物种,以及IUCN评定后具有濒危等级的物种;(3)在野外调查的样地或者样带中发现的以上物种.通过筛选,最终确定了适合本研究区内评估的四个狭域物种,分别为多刺绿绒蒿、大花红景天、喜马红景天、西藏红豆杉,四个物种最终收集到的有效坐标点位分别为690、171、118、223个.

物种分布模型(Species Distribution Models,SDMs)是用于研究物种分布范围模式和种群动态的宏观生态变化过程的常用工具.SDMs通常用于估计物种的栖息地适宜性,确定物种的环境耐受度,以及预测物种对气候变化和其他干扰的反应.目前,常见的用于物种潜在适生区预测的模型有MaxEnt模型、Domain模型、Bioclim模型、GARP模型、ENFA模型等.对比上述这些模型,其中应用范围较广的是MaxEnt模型,该模型在物种样本数据数量较少的情况下也可有较高的预测精度和准确的预测结果.

因此,本研究采用MaxEnt V3.4.4模型评估植物狭域物种的潜在适生分布区,同时借鉴国际自然保护联盟IUCN(International Union for Conservation of Nature)灭绝风险评估方法,以SNTC沿线两侧5 km缓冲区为研究区进行区域叠加分析,得出以上四种狭域物种在缓冲区内不同适生区范围的分布比例,进而评估其灭绝风险.IUCN灭绝风险评估基于5大准则(A~E),分别从种群变化、分布范围、数量规模、极端受限性和定量模型预测等方面评估物种在特定时空尺度内的灭绝风险.本研究参考准则B开展灭绝风险评估.准则B考量物种因人类活动导致的地理分布范围缩小、景观破碎化、栖息地退化等因素所增加的灭绝风险.由于道路等线性工程长度的特殊性,选取沿线5 km缓冲区作为种群栖息地受影响区域,对区内狭域物种开展专项评估.本研究选择受试者工作特征曲线(ROC)中的AUC值验证MaxEnt模型的模拟结果,当AUC值≥0.9时,则认为模拟效果准确.

MaxEnt模型中四种狭域物种分布记录系通过野外实地调查和收集研究区内植物物种分布历史记录资料相结合的方法获得.其中,历史记录截取1950年以来中国境内包含完整经纬度的分布数据,物种分布数据来源主要包括:GBIF (https://www.gbif.org/)、中国国家标本平台 (NSII,http://www.nsii.org.cn/)、中国数字植物标本馆 (CVH,http://www.cvh.org.cn/).环境变量包含气候数据和土壤数据两类,土壤数据采集自全球统一土壤数据库(HWSD, https://www.fao.org.soils-portal.en),空间分辨率为1 km;气候数据源自世界气候数据库(WorldClim,http://www.worldclim.org),空间分辨率为10 m,包含Bio1-Bio19通用生物气候变量,可最大程度刻画气候对生物和生态过程的限制作用.将环境变量空间分辨率统一为1 km,坐标系统一为WGS84,空间范围统一为中国境内.

3　结果与分析

3.1　生态系统影响评价

线性混合效应模型(LMM)考虑了道路沿线样地及其样方的嵌套结构,因此能够更清晰地评估土壤参数的固定效应.本研究利用该模型评价了距道路距离、海拔和道路年龄对植物群落特征、Alpha多样性指数和土壤理化性质的影响.结果显示,距道路的距离显著影响着草本样地和灌木样地的部分土壤参数,包括草本样地的SMC和pH($P<0.001$)(表1),以及灌木样地的SMC和STN(P分别为0.046和0.006)(表2).此外,道路年龄对灌木样地的SMC有显著影响($P=0.022$),海拔对灌木样地的STP有显著影响($P=0.017$)(表2).

表1 草本样地线性混合效应模型(LMM)分析结果

Table 1 Results of the linear mixed-effects model (LMM) for herbaceous plots

变量	混合效应	估计值	标准误差	t值	P值
	距离	0.005	0.002	2.559	0.012 *
物种丰富度	海拔	0.003	0.001	1.965	0.097
	路龄	0.299	0.299	1.000	0.356
	距离	0.001	0.001	2.052	0.042 *
香农指数	海拔	0.001	0.000	2.827	0.031 *
	路龄	0.063	0.065	0.973	0.368
	距离	0.003	0.001	2.088	0.038 *
辛普森指数	海拔	0.002	0.001	2.797	0.031 *
	路龄	0.119	0.142	0.838	0.434
	距离	0.000	0.000	−0.332	0.741
皮洛指数	海拔	0.000	0.000	2.113	0.079
	路龄	−0.043	0.022	−1.977	0.093
	距离	0.000	0.000	3.412	0.000 9 ***
总盖度	海拔	0.000	0.000	−0.615	0.561
	路龄	0.008	0.059	0.134	0.898
	距离	0.001	0.007	0.122	0.903
平均丰富度	海拔	−0.011	0.007	−1.578	0.166
	路龄	1.951	1.476	1.322	0.234
	距离	0.003	0.005	0.630	0.530
平均高度	海拔	−0.003	0.002	−1.722	0.136
	路龄	−0.605	0.406	−1.488	0.187
	距离	0.082	0.031	2.649	0.009 **
地上生物量	海拔	0.036	0.019	1.948	0.099
	路龄	2.109	3.816	0.553	0.601
	距离	0.047	0.012	3.934	0.000 1 ***
SMC	海拔	−0.008	0.008	−1.067	0.327
	路龄	−0.352	1.559	−0.226	0.829
	距离	−0.002	0.000	−3.746	0.000 3 ***
pH	海拔	−0.001	0.000	−1.716	0.137
	路龄	−0.089	0.076	−1.164	0.288
	距离	0.000	0.001	−0.181	0.857
STN	海拔	0.000	0.001	0.503	0.633
	路龄	0.207	0.183	1.126	0.303
	距离	0.000	0.000	0.065	0.948
STP	海拔	0.000	0.000	0.957	0.341
	路龄	−0.001	0.001	−0.502	0.616
	距离	0.000	0.000	0.759	0.449
SOC	海拔	0.001	0.001	1.188	0.280
	路龄	0.183	0.115	1.587	0.164

注:土壤含水量(SMC);化学性质:全氮(STN)、全磷(STP)、土壤有机碳(SOC)和pH.

表2 灌木样地线性混合效应模型(LMM)分析结果

Table 2 Results of the linear mixed-effects model (LMM) for shrub plots

变量	混合效应	估计值	标准误差	t值	P值
	距离	−0.003	0.001	−2.416	0.016 *
物种丰富度	海拔	0.000	0.002	−0.022	0.983
	路龄	−0.095	0.085	−1.111	0.283
	距离	0.000	0.000	−0.657	0.512
香农指数	海拔	0.000	0.000	−0.112	0.912
	路龄	−0.014	0.015	−0.947	0.358
	距离	0.001	0.001	1.035	0.301
辛普森指数	海拔	0.000	0.001	−0.254	0.803
	路龄	−0.031	0.033	−0.929	0.367
	距离	0.000	0.000	0.836	0.404
皮洛指数	海拔	0.000	0.000	−1.349	0.196
	路龄	0.001	0.005	0.209	0.837
	距离	0.000	0.000	2.571	0.011 *
总盖度	海拔	0.000	0.000	−2.498	0.024 *
	路龄	0.013	0.006	2.075	0.054
	距离	−0.024	0.021	−1.168	0.244
平均丰富度	海拔	−0.004	0.014	−0.266	0.794
	路龄	1.888	0.674	2.801	0.013 *
	距离	0.010	0.015	0.652	0.515
平均高度	海拔	−0.037	0.011	−3.418	0.003 **
	路龄	0.294	0.528	0.557	0.586
	距离	−0.009	0.004	−1.999	0.047 *
SMC	海拔	−0.007	0.006	−1.155	0.265
	路龄	0.700	0.277	2.526	0.022 *
	距离	0.000	0.000	0.218	0.828
pH	海拔	0.000	0.000	0.014	0.989
	路龄	−0.015	0.011	−1.329	0.202
	距离	−0.001	0.000	−2.735	0.007 **
STN	海拔	0.000	0.000	0.999	0.333
	路龄	0.020	0.016	1.223	0.239
	距离	0.000	0.000	1.385	0.167
STP	海拔	0.000	0.000	−2.648	0.017 *
	路龄	0.000	0.001	−0.291	0.775
	距离	−0.001	0.001	−1.948	0.052
SOC	海拔	0.000	0.001	−0.649	0.526
	路龄	−0.042	0.033	−1.264	0.225

注:土壤含水量(SMC);化学性质:全氮(STN)、全磷(STP)、土壤有机碳(SOC)和pH.

根据LMM分析结果(表1和表2),距道路的距离显著影响草本样地的植被总盖度和地上生物量(两者$P<0.001$),以及灌木样地的植被总盖度($P=0.01$).此外,海拔对灌木群落的总盖度和平均高度也均有显著影响($P=0.023$和$P=0.003$),而道路年龄仅对灌木群落的平均丰度有显著影响($P=0.012$)(表2).说明道路对植物群落性状的影响更为广泛和一致.考虑到植物数据的嵌套结构(道路沿线样地为第一层嵌套,样地内的样方为第二层嵌

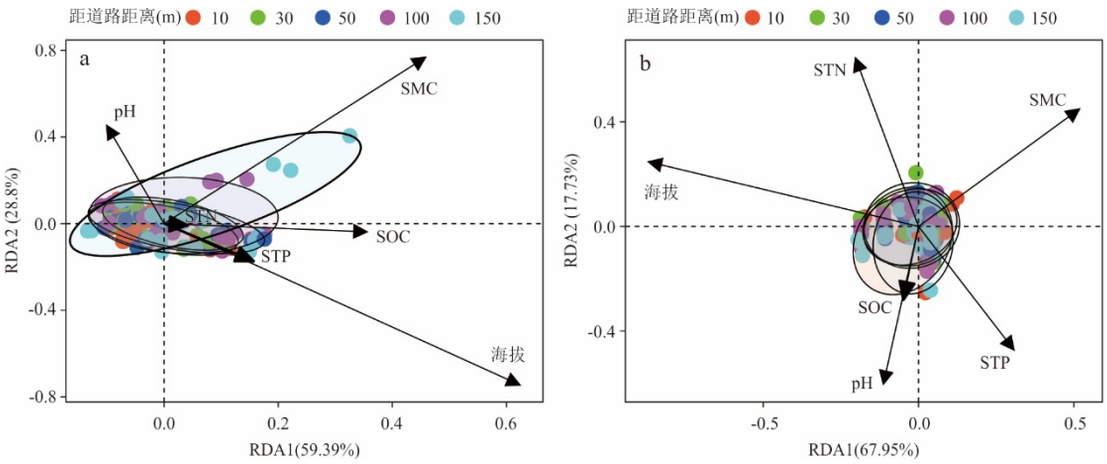


图 2　草本(a)和灌木(b)样地在距道路不同距离下海拔、土壤性质对植物群落特征影响的冗余分析(RDA)结果

Fig.2　Redundancy analysis (RDA) showing relationships among soil properties, elevation, and plant community traits in relation to distance from the road for herbaceous (a) and shrub (b) plots

套),LMM 的结果被认为比单独进行多次线性效应分析的结果更可靠.

在此之前,笔者对两种植被类型中植被群落特征和土壤参数随距道路距离变化的响应趋势进行了分析.根据草本和灌木群落土壤、植被群落特征参数在不同距离梯度下的变化情况(见附件材料),不同样地间各参数的变化趋势差异较大,未表现出一致的变化规律,而是呈现单调增加、单峰增长、单峰下降等多种变化模式,因而难以从单个样地的变化中形成统一结论.LMM 模型则能够综合考虑不同样地之间的差异,很好地识别各参数随距道路距离变化的总体规律.

冗余分析(RDA)结果表明(图 2 和表 3),在 5 个距道路距离上,草本和灌木群落的群落性状(包括总覆盖度、平均高度、平均丰度、地上生物量和 Alpha 多样性指数)空间异质性较小.尽管如此,土壤理化性质和海拔作为环境变量对植物群落性状和 Alpha 多样性依然具有显著影响(图 2).其中,海拔对草本和灌木的群落性状均有显著影响($P<0.01$);在草本群落中,土壤 SMC 和 pH 对群落性状有显著影响($P=0.002$);在灌木群落中,土壤 SMC、pH、STN、STP 和 SOC 对群落性状均有显著影响(SMC: $P<0.01$; pH: $P<0.01$; STN: $P=0.002$; STP: $P=0.002$; SOC: $P<0.01$)(表 3).

为了进一步揭示环境因子对植被的影响,采用 Mantel 分析方法检验了植物群落性状、Alpha 多样性指数和环境变量之间的相关性.结果显示,草本群落中海拔、SMC 和 pH 与群落性状和 Alpha 多样性均呈极显著相关($P<0.01$),SOC 与群落性状呈极显著相关($P<0.05$).对于灌木群落,海拔和 5 种土壤理化性质与植物群落性状均呈极显著相关($P<0.01$).此外,海拔($P<0.01$)和 SOC($P<0.05$)也与灌木群落 Alpha 多样性指数呈极显著相关(图 3).

表 3　海拔和土壤理化性质对草本和灌木样地植物群落性状影响冗余分析(RDA)结果

Table 3　Results of redundancy analysis (RDA) showing the effects of elevation and soil properties on plant community traits in herbaceous and shrub plots

环境变量	草本			灌木		
	R^2	p 值	p 调整	R^2	p 值	p 调整
海拔	0.5452	0.001	0.002	0.2856	0.001	0.001
SMC	0.1659	0.001	0.002	0.0641	0.001	0.001
pH	0.1685	0.001	0.002	0.0793	0.001	0.001
STN	0.0016	0.893	0.893	0.0495	0.002	0.002
STP	0.0261	0.178	0.236	0.0538	0.002	0.002
SOC	0.0243	0.197	0.236	0.0783	0.001	0.001

注:土壤含水量(SMC);化学性质:全氮(STN)、全磷(STP)、土壤有机碳(SOC)和 pH.

3.2　狭域物种区域灭绝风险评估

根据 MaxEnt 模型模拟原理,本研究选择受试者工作特征曲线(Receiver Operating Characteristic Curve, ROC)中的 AUC 值来衡量模型的准确程度.AUC 值的取值范围在 0~1 之间,该值与模型模拟效果呈正相关关系,值越大,表示模型判断能力越强,其中,当 AUC≥0.9 时,模拟效果极准确.结果显示,多刺绿绒蒿 AUC=0.992(图 4a)、大花红景天 AUC=0.955(图 4b),喜马红景天 AUC=0.928(图 4c)、西藏红豆杉 AUC=0.948(图 4d).可见,四种受

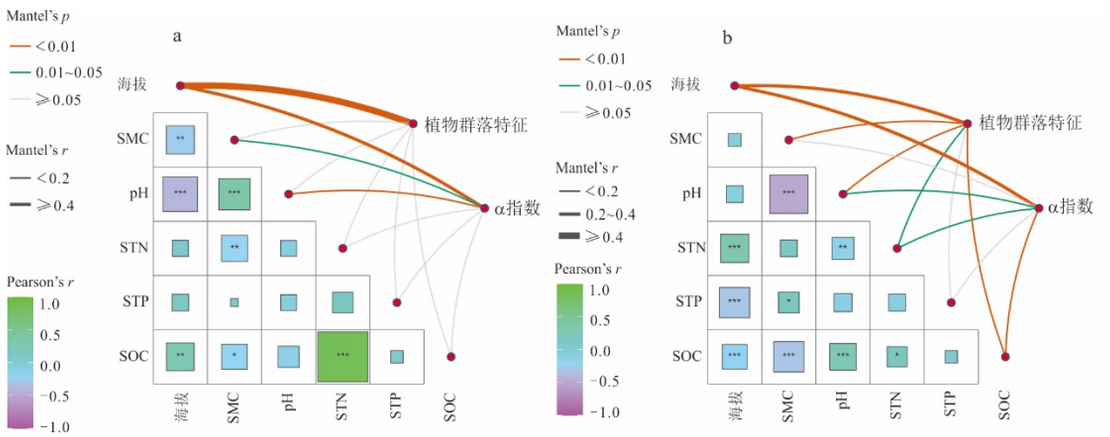


图 3 不同海拔梯度下草本(a)和灌木(b)群落特征、Alpha多样性指数与土壤性质的相关性

Fig.3 Correlations among community characteristics, Alpha diversity indices, and soil properties of herbaceous (a) and shrub (b) communities along elevational gradients

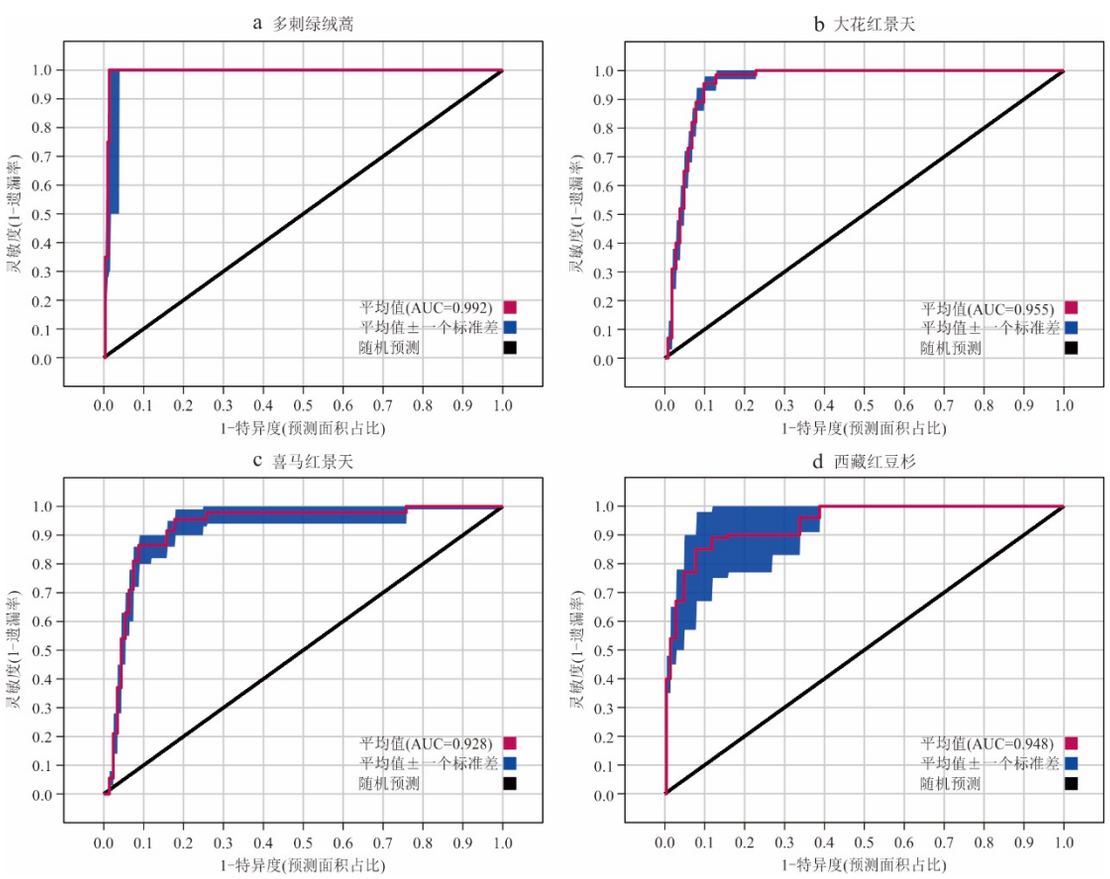


图 4 四种狭域物种受试者工作特征曲线(ROC)

Fig.4 The receiver operating characteristic (ROC) curve of the four narrow-range species

评估物种在MaxEnt模型评估结果中的AUC值均大于0.9,表明该模型模拟结果较为可靠,可为下一步评估工作提供科学依据(图4).

基于以上验证结果,本研究利用MaxEnt模型评估了多刺绿绒蒿、大花红景天、喜马红景天、西藏红豆杉四种狭域物种在中国境内的潜在适生分布区,进而将四个物种分布在中尼公路国内段两侧5 km缓冲区内的适生区范围进行截取,获得了中尼公路国内段5 km缓冲区内四个物种的高适生区占缓冲区比例分别为63.75%、62.5%、50%、6.25%;非适生区比例分别为0.00%、0.00%、1.25%、60%(图5).

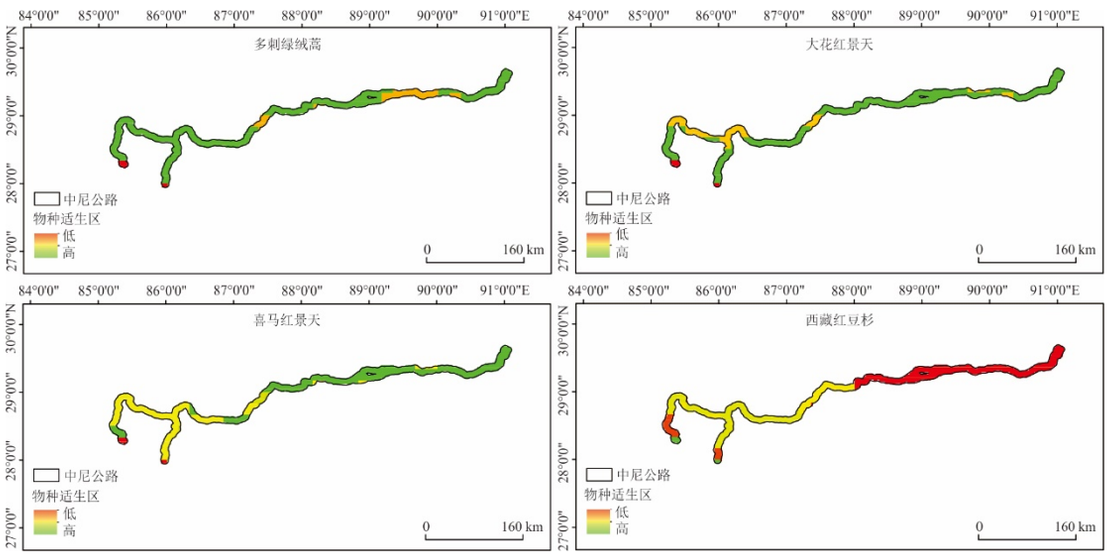


图 5　道路两侧 5 km 缓冲区四种狭域物种适生区分布

Fig.5　Distribution of suitable habitats for four narrow-range species within a 5 km buffer on both sides of the road

表 4　四个狭域物种潜在适生区在缓冲区内的占比

Table 4　The proportion distribution of the four narrow-range species in the potential suitable areas within the buffer zone along the road

受评估物种	道路两侧 5 km 缓冲区内潜在适生区占比			
	高适生区（绿色）	中适生区（浅绿色）	低适生区（黄色）	非适生区（红色）
多刺绿绒蒿	63.75%	31.25%	5%	0%
大花红景天	62.5%	36.25%	1.25%	0%
喜马红景天	50%	45%	3.75%	1.25%
西藏红豆杉	6.25%	21.25%	12.5%	60%

根据四个狭域物种在道路两侧 5 km 缓冲区内高适生区和非适生区占比，道路两侧 5 km 缓冲区范围内高适生区范围最高的物种为多刺绿绒蒿（63.75%），最低的为西藏红豆杉（6.25%）；道路两侧 5 km 缓冲区范围内非适生区范围最高的物种为西藏红豆杉（60%），最低的为多刺绿绒蒿（0%）和大花红景天（0%）（图 5 和表 4）. 在四个物种中，道路两侧 5 km 缓冲区内均有一定程度的中适生区，如果在生态修复治理得当的条件下，很可能将这部分区域转变为物种高适生区.

4　讨论

4.1　重大工程建设生态影响模式

已有大量研究表明，道路工程建设和运营过程会对道路周边土壤环境和植被群落施加不同程度的干扰，从而形成了路域生态系统独有的特征. 路面及其相关基础设施所占用的土地经历了永久性的变化，直接导致原有植被的丧失. 道路建设和运营引起的土壤扰动造成了距离道路边缘不同距离下的生境异质性，从而对植物群落性状和物种多样性产生负面影响（Godefroid and Koedam，2004；Gieselman *et al.*，2013）. 这些影响又因道路所在自然环境条件、工程规模和运营时长的不同而不同，本研究也进一步印证了这些认知.

在道路建设后的路域生态系统恢复过程中，尽管土壤总氮（STN）和有机碳（SOC）会随时间的增加而增加，但与靠近道路边缘的原生植被区相比，未受干扰的天然土壤通常含有更高的腐殖质水平，更少的砾石和沙子，更大的养分利用率，更高的 pH 值和电导率（Johnston and Johnston，2004）. 以往的研究多将青藏高原植物功能群的变化与土地退化和土壤性质变化联系起来（Dong *et al.*，2012；Luo *et al.*，2018）. 本研究则进一步证实，在道路间接干扰区，距离道路不同距离的土壤性质会显著影响植物群落性状和物种多样性. 更值得注意的是，道路建设虽通过扰动土壤理化性质来影响植物生长，但对灌木和草本群落的影响强度有所不同，即道路对草本群落物种多样性的干扰作用更强. 这种现象可能源于在草地生态系统的道路附近，外来植物更易入侵（Hansen *et al.*，2005）. 通常，道路内外边缘的植被组成存在差异，外缘以入侵的一年生植物为主，而道路内缘则以本地多年生物种为主（Ullmann *et al.*，1998）. 这与笔者的研究结果一致.

道路主要通过改变周围环境的生物地球化学循环来影响土壤,从而改变土壤养分的空间分布,进而影响土壤微生物和植物的功能和群落特征(Neher *et al.*, 2013).本研究结果表明,中尼交通廊道国内段沿线草本群落特征和Alpha多样性主要由土壤SMC和pH调控,而灌木群落特征和Alpha多样性则受土壤SMC、pH、STN、STP和SOC的调控.在青藏高原地区,还存在另外3条长度大致相同的公路,分别为中巴友谊公路(喀喇昆仑公路)、我国的川藏公路(成都–拉萨段)和青藏公路(西宁–拉萨段).这些高原重大道路工程在地形起伏、气候梯度和生态系统类型上与中尼公路国内段具有较高相似性,可作为典型对比案例,推广应用本文的研究方法,判断类似高原重大道路工程的生态系统影响模式.

4.2 重大工程建设对狭域分布濒危物种灭绝风险的影响

本研究将四个狭域物种的适生区、非适生区与中尼公路国内段道路两侧5 km缓冲区进行叠加分析,发现道路缓冲区对物种的高适生区侵占程度普遍较小,且在该缓冲区内存在大范围中适生区(图5).表明从大尺度来看,虽然中尼交通廊道国内段对于四个物种的灭绝风险提升不具有绝对影响,但是在道路两侧5 km缓冲区内四个物种中三个适生区分布广泛,分别为多刺绿绒蒿63.8%、大花红景天62.5%、喜马红景天50%,以上物种在道路两侧5 km缓冲区范围内具有的适生区均超过50%,仅有西藏红豆杉在道路两侧5 km缓冲区范围内的适生区比例仅为6.3%.

综合四个受评估物种在中尼公路国内段道路缓冲区内高适生区和非适生区占比结果,道路缓冲区内侵占高适生区范围最高的物种为多刺绿绒蒿,最低的为西藏红豆杉;道路缓冲区内非适生区范围最高的物种为西藏红豆杉(60%),最低的为多刺绿绒蒿(0%)和大花红景天(0%).由此可知,多刺绿绒蒿在道路缓冲区内适生程度最高,灭绝风险相对较小,但同时也成了最易受到来自道路周边的人类活动干扰的物种;大花红景天和喜马红景天在道路缓冲区内适生程度与多刺绿绒蒿类似,均具有较高占比的高适生区,具有极小或者没有非适生区,因此这三种狭域物种在中尼廊道国内段的灭绝风险也相对较小,但由于其在道路缓冲区内高适生区占比较高,未来受到道路周边人类活动干扰的可能性也相应增加,进而可能提高其潜在灭绝风险.

与其他物种不同的是,西藏红豆杉在道路缓冲区范围内适生程度最低,表明该物种可能基本不适应本研究区的自然环境条件,其适生区分布主要集中于青藏高原东南部,而在本研究的野外调查中仅在吉隆口岸段发现一株,可见该物种在本研究区的灭绝风险最大.综合考量,导致该物种在本研究区内灭绝风险进一步升高的主要因素是自然气候条件的不适宜和气候变化,其次为道路缓冲区内不断增强的人类活动干扰和破坏.

5 结论

本文针对青藏高原中尼交通廊道重大道路工程——中尼公路国内段建设和运营导致的生态系统影响和狭域物种灭绝风险升高问题,开展了系统研究,提出了道路通过影响土壤理化性质导致植被群落变化的干扰模式.通过整合狭域物种分布数据和环境数据,实现了四种狭域物种在道路缓冲区内的灭绝风险评价.主要结论分析如下:

(1)土壤理化性质对草本群落和灌木群落在不同距道路距离上的影响不同,草本群落的响应主要受土壤水分含量(SMC)和pH驱动,而灌木群落对土壤水分含量、pH、全氮(STN)、全磷(STP)和土壤有机碳(SOC)等土壤因子的响应范围更广.

(2)综合四个受评估物种在中尼公路国内段道路两侧5 km缓冲区内高适生区、非适生区范围占比分析,认为多刺绿绒蒿在缓冲区内适生程度最高,灭绝风险最小;西藏红豆杉在缓冲区内适生程度最低,灭绝风险最高.

本文研究结果有助于深入理解青藏高原重大道路工程建设对生态系统的影响,对路域受损生态系统修复和狭域物种的保护也有重要指导意义.

附件材料见https://doi.org/10.3799/dqkx.2026.042.

References

Arjmand, A., Kiadaliri, H., Kazemnezhad, F., et al., 2023. Effects of Forest Roads on Vegetation Biodiversity and Soil Characteristics in Hyrcanian Forests. *Nordic Journal of Botany*, 2023(12): e04039. https://doi.org/10.1111/njb.04039

Chen, Z., Chang, R. C., Pei, X. J., et al., 2023. Tunnel Geothermal Disaster Susceptibility Evaluation Based on Interpretable Ensemble Learning: A Case Study in Ya'an-Changdu Section of the Sichuan-Tibet Traffic

Corridor. *Engineering Geology*, 313: 106985. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2023.106985

Chen, Z. W., Zhao, D. S., Deng, S. Q., et al., 2024. Resistance of Plant Diversity to Road Disturbance: Evidence from the Tibetan Plateau. *Plant Diversity*, 47(3): 394－402. https://doi.org/10.1016/j.pld.2024.09.006

Deljouei, A., Sadeghi, S. M. M., Bernhardt‐Römermann, M., et al., 2018. The Impact of Road Disturbance on Vegetation and Soil Properties in a Beech Stand, Hyrcanian Forest. *European Journal of Forest Research*, 137(6): 759－70. https://doi.org/10.1007/s10342-018-1138-8

Dong, S. K., Wen, L., Li, Y. Y., et al., 2012. Soil-Quality Effects of Grassland Degradation and Restoration on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Soil Science Society of America Journal*, 76(6): 2256－2264. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0092

Feng, X. B., Wang, X., Sun, G. Y., et al., 2022. Research Progresses and Challenges of Mercury Biogeochemical Cycling in Global Vegetation Ecosystem. *Earth Science*, 47(11): 4098－4107 (in Chinese with English abstract).

Forman, R. T. T., Alexander, L. E., 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207－231. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

Forman, R. T. T., 2000. Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, 14(1): 31－35. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99299.x

Forman, R. T. T., Deblinger, R. D., 2000. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1): 36－46. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x

Gieselman, T. M., Hodges, K. E., Vellend, M., 2013. Human‐Induced Edges Alter Grassland Community Composition. *Biological Conservation*, 158: 384－392. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.019

Godefroid, S., Koedam, N., 2004. The Impact of Forest Paths Upon Adjacent Vegetation: Effects of the Path Surfacing Material on the Species Composition and Soil Compaction. *Biological Conservation*, 119(3): 405－419. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.01.003

Haider, S., Kueffer, C., Bruelheide, H., et al., 2018. Mountain Roads and Non-Native Species Modify Elevational Patterns of Plant Diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 27(6): 667－678. https://doi.org/10.1111/geb.12727

Hansen, M. J., Clevenger, A. P., 2005. The Influence of Disturbance and Habitat on the Presence of Non-Native Plant Species along Transport Corridors. *Biological Conservation*, 125(2): 249－259. https://doi. org/10.1016/j.biocon.2005.03.024

Haskell, D. G., 2000. Effects of Forest Roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology*, 14(1): 57－63. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99232.x

Jackson, N. D., Fahrig, L., 2011. Relative Effects of Road Mortality and Decreased Connectivity on Population Genetic Diversity. *Biological Conservation*, 144(12): 3143－3148. https://doi. org/10.1016/j. biocon.2011.09.010

Johnston, F. M., Johnston, S. W., 2004. Impacts of Road Disturbance on Soil Properties and on Exotic Plant Occurrence in Subalpine Areas of the Australian Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36(2): 201－207. https://doi. org/10.1657/1523‐0430(2004)036[0201:IORDOS]2.0.CO;2

Liu, J., Xu, H. L., Chang, C. P., 2013. Mechanism of the Effect Caused by Highway Construction on Plant Biomass in Longitudinal Range-Gorge Region. *Frontiers of Earth Science*, 7(1): 85－91. https://doi.org/10.1007/s11707-012-0298-y

Liu, Q. H., Wang, X. H., Zhang, Y. L., et al., 2022. Complex Ecosystem Impact of Rapid Expansion of Industrial and Mining Land on the Tibetan Plateau. *Remote Sensing*, 14(4): 872. https://doi.org/10.3390/rs14040872

Liu, Z. C., Yang, Y. G., Ji, S. X., et al., 2021. Effects of Elevation and Distance from Highway on the Abundance and Community Structure of Bacteria in Soil along Qinghai-Tibet Highway. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(24): 13137. https://doi.org/10.3390/ijerph182413137

Luo, J. F., Liu, X. M., Yang, J., et al., 2018. Variation in Plant Functional Groups Indicates Land Degradation on the Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 8: 17606. https://doi.org/10.1038/s41598-018-36028-5

Meijer, J. R., Huijbregts, M. A. J., Schotten, K. C. G. J., et al., 2018. Global Patterns of Current and Future Road Infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6): 064006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42

Miao, Y., Dai, T. Q., Yang, X. D., et al., 2021. Landscape Fragmentation Associated with the Qingzang Highway and Its Influencing Factors: A Comparison Study on Road Sections and Buffers. *Geography and Sustainability*, 2(1): 59－67. https://doi.org/10.1016/j.

geosus.2021.03.001

Neher, D. A., Asmussen, D., Lovell, S. T., 2013. Roads in Northern Hardwood Forests Affect Adjacent Plant Communities and Soil Chemistry in Proportion to the Maintained Roadside Area. *Science of the Total Environment*, 449: 320－327. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.062

Patarasuk, R., Binford, M., 2012. Longitudinal Analysis of the Road Network Development and Land‐Cover Change in Lop Buri Province, Thailand, 1989－2006. *Applied Geography*, 32: 228－239. https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2011.05.009

Spellerberg, I., 1998. Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(5): 317－333. https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x

Sun, Y. H., Jin, G., Zhao, L. S., et al., 2024. Assessment of Eco‐Environmental Changes along Roads in the Qinghai‐Tibetan Plateau Based on Remote Sensing Data: A Case Study of the Sino-Nepalese Transport Corridor. *Land Degradation & Development*, 35(11): 3552－3566. https://doi.org/10.1002/ldr.5151

Tan, Z. X., Chen, X. P., Wang, Y., et al., 2024. The Impact of the Qinghai-Tibet Highway on Plant Community and Diversity. *Frontiers in Plant Science*, 15: 1392924. https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1392924

Trombulak, S. C., Frissell, C. A., 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14(1): 18－30. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x

Ullmann, I., Bannister, P., Wilson, J. B., 1998. Lateral Differentiation and the Role of Exotic Species in Roadside Vegetation in Southern New Zealand. *Flora*, 193(2): 149－164. https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30832-0

Wu, S. H., Yan, J. Z., Zhang, Y. L., et al., 2022. Evolutionary Process and Development Implications of Traditional Trade Routes in the Himalayan Region. *Journal of Geographical Sciences*, 32(9): 1847－1865. https://doi.org/10.1007/s11442-022-2026-1

Xie, S. L., Wang, X. K., Yang, T. H., et al., 2021. Effect of Highways on Breeding Birds: Example of Hulunbeier, China. *Global Ecology and Conservation*, 27: e01554. https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2021.E01554

Xu, X. L., Zhang, K. L., Kong, Y. P., et al., 2006. Effectiveness of Erosion Control Measures along the Qinghai‐Tibet Highway, Tibetan Plateau, China. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11(4): 302－309. https://doi.org/10.1016/j.trd.2006.06.001

Yao, L. K., Qiu, Y. L., Wei, Y. X., 2012. Challenges in Construction of Railway and Highway from Sichuan to Tibet through Eastern Margin of Tibetan Plateau. *Journal of Southwest Jiaotong University*, 47(5): 719－734 (in Chinese with English abstract).

Yi, S. H., Zhou, Z. Y., Ren, S. L., et al., 2011. Effects of Permafrost Degradation on Alpine Grassland in a Semi-Arid Basin on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Environmental Research Letters*, 6(4): 045403. https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045403

Yousefi, S., Moradi, H., Boll, J., et al., 2016. Effects of Road Construction on Soil Degradation and Nutrient Transport in Caspian Hyrcanian Mixed Forests. *Geoderma*, 284: 103－112. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.002

Zeng, S. L., Zhang, T. T., Gao, Y., et al., 2012. Road Effects on Vegetation Composition in a Saline Environment. *Journal of Plant Ecology*, 5: 206－218. https://doi.org/10.1093/JPE/RTR014

Zeng, S. L., 2011. The Impact of Road Construction on the Plant Communities along the Roadside (Dissertation). Fudan University, Shanghai (in Chinese with English abstract).

中文参考文献

冯新斌, 王训, 孙广义, 等, 2022. 植被生态系统汞的生物地球化学循环研究进展与挑战. 地球科学, 47(11): 4098－4107.

姚令侃,邱燕玲,魏永幸, 2012. 青藏高原东缘进藏高等级道路面临的挑战. 西南交通大学学报, 47(5): 719－734.

曾胜兰, 2011. 道路建设对路边植物群落的影响(博士学位论文). 上海: 复旦大学.