北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

晋西黄土区典型人工林与天然林林下植被物种多样性差异及其影响因素

王宇宁 冯天骄 孙龙 刘茜茹 刘亚博 王平

Differences and influencing factors of understory vegetation species diversity between typical plantations and natural forests in the loess area of western Shanxi Province, northern China

Wang Yuning, Feng Tianjiao, Sun Long, Liu Xiru, Liu Yabo, Wang Ping

引用本文:
王宇宁, 冯天骄, 孙龙, 刘茜茹, 刘亚博, 王平. 晋西黄土区典型人工林与天然林林下植被物种多样性差异及其影响因素[J]. 北京林业大学学报, 2025, 47(4):103–116. doi: 10.12171/j.1000–1522.20240228
Wang Yuning, Feng Tianjiao, Sun Long, Liu Xiru, Liu Yabo, Wang Ping. Differences and influencing factors of understory vegetation species diversity between typical plantations and natural forests in the loess area of western Shanxi Province, northern China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(4):103–116. doi: 10.12171/j.1000–1522.20240228

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240228

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

杉木人工林近自然化改造对林下植被多样性和土壤理化性质的影响

Effects of stand density on understory species diversity and soil physicochemical properties after close–to–nature transformation management of Chinese fir plantation

北京林业大学学报, 2019, 41(5): 170–177. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20190022

晋西黄土区封禁小流域植被群落特征变化

Changes of vegetation community characteristics in closed small watershed of the Loess Plateau in western Shanxi Province, northern China

北京林业大学学报, 2017, 39(10): 78–89. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20170185

林下植被和凋落物对我国寒温带天然林土壤CO_2通量的短期影响

Short–term effects of understory vegetation and litter on soil CO_2 flux of natural forests in cold temperate zone of China

北京林业大学学报, 2021, 43(3): 55–65. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200249

晋西黄土区不同林地植物多样性研究

Plant diversity of different forestland in the loess region of western Shanxi Province, northern China

北京林业大学学报, 2018, 40(9): 45–54. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20180091

黄土区刺槐和油松人工林土壤微生物PLFA分析

PLFA analysis of soil microorganism under *Robinia pseudoacacia* and *Pinus tabuliformis* plantation in loess area

北京林业大学学报, 2019, 41(4): 88–98. https://doi.org/10.13332/j.1000–1522.20180287

晋西黄土区不同植被格局坡面产流产沙特征

Effects of different vegetation slope patterns on infiltration and characteristics of runoff and sediment production in the loess area of western Shanxi Province, northern China

北京林业大学学报, 2021, 43(3): 85–95. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20190231

DOI:10.12171/j.1000−1522.20240228

晋西黄土区典型人工林与天然林林下植被物种多样性差异及其影响因素

王宇宁[1,2]　冯天骄[1,2]　孙　龙[3]　刘茜茹[1,2]　刘亚博[1,2]　王　平[1,2]
（1. 北京林业大学水土保持学院，北京 100083；2. 山西吉县森林生态系统国家野外科学观测研究站，北京 100083；
3. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室，北京 100085）

摘要:【目的】晋西黄土区长期植被恢复显著改善了生态环境，但不同树种恢复后林下植被多样性的影响因素尚不明确。本研究旨在探讨典型人工林与辽东栎次生林的林下植被物种多样性差异及其驱动机制，揭示林分生长参数和土壤性质对草本层多样性的调控作用，为黄土高原植被恢复与生态系统管理提供科学依据。**【方法】**选取晋西黄土区典型人工林（油松林、侧柏林、刺槐林）与天然林（辽东栎次生林）的随机样地作为调查对象，测定林分生长参数（生物量、株高、冠幅、丛径等）及土壤性质（容重、孔隙度、全氮、全磷、全钾、速效养分等），计算 2017、2020、2023 年林下植被 α 多样性和 β 多样性，采用主成分分析、相关性分析和冗余分析解析多样性驱动因子。**【结果】**（1）油松林与侧柏林草本层 α 多样性指数整体较稳定，其 Simpson 指数显著高于辽东栎次生林（$P < 0.05$）；（2）辽东栎次生林草本层物种多样性显著低于人工林，但其林下植被平均生物量和冠幅最高，表明优势种竞争抑制多样性；（3）长期植被恢复下，4 个林分的土壤质量稳步提升，土壤全钾与 PIE 指数（$r = −0.334$）、Margalef 指数（$r = −0.394$）呈极显著负相关（$P < 0.01$）；（4）草本冠幅（贡献度 24.6%）和地下生物量（贡献度 20.9%）是多样性下降的主控因子。**【结论】**人工林通过调控土壤养分平衡可优化林下植被多样性，而辽东栎次生林需结合适度干扰缓解优势种竞争。研究结果为黄土高原植被恢复与生物多样性维持提供了理论支持与实践指导。

关键词：黄土高原；林下植被；多样性指数；植被恢复
中图分类号：S718.55+1　**文献标志码：**A　**文章编号：**1000−1522(2025)04−0103−14
引文格式：王宇宁，冯天骄，孙龙，等. 晋西黄土区典型人工林与天然林林下植被物种多样性差异及其影响因素［J］. 北京林业大学学报，2025，47(4)：103−116. Wang Yuning, Feng Tianjiao, Sun Long, et al. Differences and influencing factors of understory vegetation species diversity between typical plantations and natural forests in the loess area of western Shanxi Province, northern China［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2025, 47(4): 103−116.

Differences and influencing factors of understory vegetation species diversity between typical plantations and natural forests in the loess area of western Shanxi Province, northern China

Wang Yuning[1,2]　Feng Tianjiao[1,2]　Sun Long[3]　Liu Xiru[1,2]　Liu Yabo[1,2]　Wang Ping[1,2]
(1. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;
2. Jixian National Forest Ecosystem Observation and Research Station, Beijing 100083, China;
3. Research Center for Eco-Environment, State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

收稿日期: 2024−07−17　**修回日期:** 2024−10−10
基金项目: 国家自然科学基金项目（42371114），国家生态科学数据中心开放基金项目 (NESDC20210201)，中国科学院退化生态系统植被恢复与管理重点实验室开放基金（VRMDF2303）。
第一作者: 王宇宁。主要研究方向：水土保持与植被恢复研究。Email: 15931869972@163.com　地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学水土保持学院。
责任作者: 冯天骄，博士，副教授。主要研究方向：生态适应性。Email: fengtianjiao1991@bjfu.edu.cn　地址：同上。
本刊网址: http://j.bjfu.edu.cn; http://journal.bjfu.edu.cn

Abstract: [**Objective**] Long-term vegetation restoration in the loess area of western Shanxi Province of northern China has significantly improved the ecological environment. However, the factors influencing understory vegetation diversity following the restoration of different tree species remained unclear. This study aimed to explore the differences in species diversity of understory vegetation between typical plantations and *Quercus liaotungensis* secondary forests, to reveal the regulatory effects of stand growth parameters and soil properties on herb layer diversity, and to provide a scientific basis for vegetation restoration and ecosystem management in the Loess Plateau. [**Method**] Random plots of typical plantations (*Pinus tabuliformis* forest, *Platycladus orientalis* forest, and *Robinia pseudoacacia* forest) and natural forests (*Quercus liaotungensis* secondary forest) in the loess area of western Shanxi Province were selected as study sites. Stand growth parameters (biomass, plant height, crown width, cluster diameter, etc.) and soil properties (bulk density, porosity, total nitrogen, total phosphorus, total potassium, available nutrients, etc.) were measured. The α-diversity and β-diversity of understory vegetation in 2017, 2020, and 2023 were calculated. Principal component analysis, correlation analysis, and redundancy analysis (RDA) were employed to identify the driving factors of diversity. [**Result**] (1) The α diversity index of herb layer in *Pinus tabuliformis* forest and *Platycladus orientalis* forest was relatively stable, and their Simpson index were significantly higher than that in *Quercus liaotungensis* secondary forest ($P < 0.05$). (2) The species diversity of herb layer in *Quercus liaotungensis* secondary forest was significantly lower than that in plantations, but the average biomass and crown width of understory vegetation were the highest, indicating that competition from dominant species suppressed diversity. (3) The soil quality of four stands improved steadily under long-term vegetation restoration. Soil total potassium was significantly negatively correlated with PIE index ($r = -0.334$, $P < 0.01$) and Margalef index ($r = -0.394$, $P < 0.01$). (4) Herb canopy (contribution rate of 24.6%) and belowground biomass (contribution rate of 20.9%) were identified as the primary factors driving the decline in diversity. [**Conclusion**] Plantations can optimize understory vegetation diversity by regulating soil nutrient balance, while *Q. liaotungensis* secondary forests require moderate disturbance to alleviate competition from dominant species. These findings provide theoretical support and practical guidance for vegetation restoration and biodiversity maintenance in the Loess Plateau.

Key words: the Loess Plateau; understory vegetation; diversity index; vegetation restoration

黄土高原是我国西北部地区典型的生态环境脆弱区[1]，长期存在水土流失的生态问题，地表的沟壑状态更加剧了该地区的水土流失程度[2]。自 1999 年实施植被修复生态工程后，黄土高原的生态环境在极大程度上得到了改善[3]，其中林下植被层在生态修复过程中扮演着重要的角色[4−5]。林下植被层的丰富性对水土保持[6]、生物多样性维持[7]以及森林演替发展[8]均具有重要作用。物种多样性是植被恢复林和水土保持林生态系统群落结构与功能稳定性和复杂性的重要指标[9−10]，反映了生态系统中各种植物对资源环境的竞争与协调利用能力，是生物多样性保护[11]、系统功能维持和森林可持续经营[12]的关键因素。此外，根据 Carsten 等[13]研究，多样性与生态系统复原能力密切相关，物种多样性越高、有效生态位空间越广泛的群落，越能更好地适应扰动和抵御外来物种入侵。生态学互补效应认为，在多样性较高的混合群落中，由于不同物种之间的生态差异，资源得到了更充分的利用，从而减少了物种间的竞争[14−15]，高物种多样性增加了群落内物种间相互促进的可能性，进而对系统功能产生积极影响[15−16]。因此，林下植被层物种多样性与林分生长参数、土壤性质间的相应关系备受科学界的关注。

目前，针对黄土高原植被恢复树种林下植被的研究，主要集中在次生林或某一树种人工纯林的林下植被物种组成[17]、生态功能及其与恢复年限间关系[18]，研究尺度涉及森林类型、气候区域[19]、小流域生态和地理尺度等[20]。但在长期植被恢复条件下，关于不同林分的林分生长参数及土壤性质对林下植被物种多样性的响应关系的研究还相对较少。晋西黄土区具有黄土高原典型的地貌特征、气候条件和生态环境。该地区植被恢复主要采取两种林分[21]，一类是人工养护种植的纯林，典型树种包括油松（*Pinus tabuliformis*）、侧柏（*Platycladus orientalis*）、刺槐（*Robinia pseudoacacia*）等；另一类是天然辽东栎（*Quercus liaotungensis*）次生林，是原始森林被破坏后通过自然生长和繁殖而再生的天然植物群落[22]。

据此，本研究以山西吉县四大典型植被恢复林

分为研究对象，测量 2017、2020、2023 年研究区草本层林分生长参数，包括株高、丛径、冠幅、生物量等；采集各林分土壤并检测其性质，包括土壤容重、土壤孔隙度、全氮等；计算 α 多样性和 β 多样性以评估林下植被多样性状况，并分析植被林分生长参数与土壤性质对林下植被多样性发展的影响，旨在为黄土高原植被恢复、长期水土保持及人地关系协调发展提供决策参考，为林业可持续发展和生态环境建设提供科学支撑。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

研究区位于山西吉县森林生态系统国家野外科学观测研究站（以下简称为吉县站）。该站（110°27′～111°07′ E，35°53′～36°21′ N）位于山西省临汾市吉县蔡家川流域，为典型黄土高原残塬沟壑和梁峁丘陵沟壑地貌，海拔范围 900～1 590 m，多年平均年降水量 579.5 mm，年平均蒸发量 1 729 mm，年平均气温 10℃，光照时数 2 563.8 h，无霜期 172 d。土壤以黄土、褐土为主，森林植物地带属于暖温带半湿润褐土落叶阔叶林[23]。该地常见的天然次生植被主要有辽东栎、旱柳（*Salix matsudana*）、沙棘（*Hippophae rhamnoides*）、黄刺玫（*Rosa xanthina*）、杠柳（*Periploca sepium*）、胡枝子（*Lespedeza bicolor*）等；其人工营造的水土保持防护林主要是以油松、侧柏、刺槐等纯林及各种类型的混交林构成。

1.2　样地调查及植被数据测量

本试验选择在植被生长峰值时进行调查，2017、2020、2023 年 7 月 24 日—8 月 24 日在山西省临汾市吉县蔡家川流域进行植被调查，按乔木层、灌木层、草本层（草本层本节后统称为林下植被）分别统计。在油松、侧柏、刺槐人工林及辽东栎次生林分范围内各选取 3 块乔木样方（图 1）。每块乔木样方大小均为 20 m × 20 m。各乔木样方间距 100 m 以上，海拔、坡度、面积、坡向、植被恢复年限以及林分密度相近，排除这些因素对林下植被生长状况和土壤性质的干扰（表 1）。对调查样地内树木进行每木检尺，记录每株树的树高、胸径、冠幅等。每个乔木样方内设置 3 个 5 m × 5 m 的灌木样方，调查样方内灌木的种类、株高、基径、冠幅等。每个灌木样方对角线上设置 3 个 1 m × 1 m 草本样方，调查样方内草本的种类、株高、丛径、冠幅和多度。

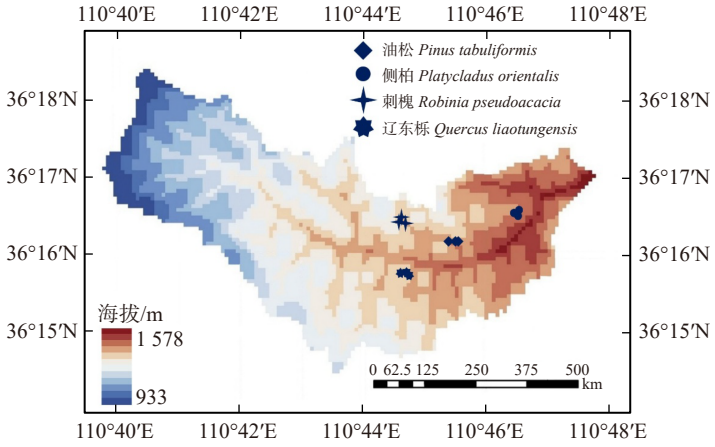
1.3　植被采集与属性测定

1.3.1　植被样品采集与生物量测定

调查研究样方内灌木与草本植物地上部分生物量和草本植物地下部分根系生物量。对样方内灌木地上部分进行部分收割，放在密封袋中称质量，记录收割占比；对样方内草本地上及地下部分全部收割，放在密封袋中称量并记录。将采集到的植被样本带回实验室，按照样地、样方进行标记并单株分装，记录其所属物种基本信息，放入烘箱进行烘干。设定烘箱温度为 88℃，烘 24 h，称量干质量。

1.3.2　枯落物样品采集与枯落物量测定

在每个乔木样方中沿对角线布设 3 个 0.5 m × 0.5 m 的枯落物样方，调查枯落物的厚度，包括未分解层、半分解层和完全分解层，最后取枯落物样方内 0.5 m × 0.5 m × 0.5 m 体积的所有枯落物（即自接触空气的枯落物表层向下 0.5 m 深的样方内枯落物），并确保收取部分涵盖未分解层、半分解层和完全分解层，放在密封袋中称质量。将枯落物样本带回实验室，按照样地、样方标记分装，进行称量记录，将称量的样品放入 75℃ 的烘箱中烘干后再次称质量，并根据所取枯落物与样地的比例，计算各年份样地内枯落物总量。



本研究油松、侧柏、刺槐为人工林；辽东栎为次生林。

图 1　样地分布

Fig. 1　Distribution of sample plots

表 1 样地基本情况

Tab. 1 Basic situation of sample plots

样地类型	纬度	经度	坡向	坡度/(°)	海拔/m	平均胸径/cm	平均树高/m	林分密度/(株·hm^{-2})	林龄/a	土质
油松1	36°16′22″N	110°45′32″E	阳坡	19.50	1 118.76	13.69	6.87	1 056	32	粉壤土
油松2	36°16′25″N	110°45′39″E	阳坡	29.95	1 119.44	14.75	8.24	1 062	32	粉壤土
油松3	36°16′24″N	110°45′38″E	阳坡	21.30	1 122.38	18.92	5.65	1 049	32	粉壤土
侧柏1	36°16′33″N	110°46′32″E	阳坡	34.59	1 090.36	8.77	8.45	1 075	30	粉壤土
侧柏2	36°16′31″N	110°46′38″E	阳坡	33.10	1 120.53	11.15	5.09	1 069	30	粉壤土
侧柏3	36°16′32″N	110°46′33″E	阳坡	32.58	1 100.72	18.75	3.73	1 077	30	粉壤土
刺槐1	36°16′31″N	110°44′28″E	阳坡	33.25	1 139.50	9.24	8.67	1 209	32	粉壤土
刺槐2	36°16′30″N	110°44′29″E	阳坡	34.65	1 133.65	19.23	11.47	1 245	32	粉壤土
刺槐3	36°16′28″N	110°44′26″E	阳坡	30.98	1 130.22	21.50	11.54	1 196	32	粉壤土
辽东栎1	36°15′48″N	110°44′43″E	阳坡	28.88	1 069.82	9.90	9.11	1 327	31	粉壤土
辽东栎2	36°15′46″N	110°44′44″E	阳坡	25.64	1 066.43	14.21	8.94	1 384	31	粉壤土
辽东栎3	36°13′45″N	110°44′47″E	阳坡	29.76	1 067.75	12.24	18.33	1 398	31	粉壤土

1.4 土壤样品采集与理化性质测定

1.4.1 土壤样品采集

野外土样采集于 2017、2020、2023 年 7 月，选择在同年植被调查的乔木样方内取土，在各乔木样方中采用对角线法确定 5 个样点进行土壤取样。分别在 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm、20 ~ 40 cm、40 ~ 60 cm、60 ~ 80 cm、80 ~ 100 cm 的 6 个土层内采取环刀法进行样品采集，环刀体积为 200 cm^3，每层取一环刀土样，所有样方共计 360 个土壤样品。

1.4.2 土壤理化性质测定

采用环刀法测定土壤容重与孔隙度，采用半微量凯氏法测定土壤全氮，土壤全磷采用 $HClO_4$-H_2SO_4 法测定，土壤全钾采用氢氧化钠熔解、火焰光度法测定，土壤铵态氮和土壤硝态氮含量采用连续流动自动分析仪测定，土壤速效磷用 0.5 mol/L 的 $NaHCO_3$ 浸提−钼锑抗比色法进行测定，用 1 mol/L 醋酸铵浸提−火焰光度法测定土壤速效钾[23−24]。

1.5 植被数据处理

计算重要值、Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、PIE 指数、Pielou 指数、Partick 指数、Margalef 指数和 Jaccard 指数(表 2)，构建林下植被多样性随年际变化的关系[25−28]。

1.6 数据处理方法

采用 Excel 2021 软件对数据进行整理。利用 IBM SPSS Statistics 27 软件，通过描述性统计方法对数据进行处理，采用单因素方差分析进行差异显著性检验($P < 0.05$)，进一步采用 LSD 法进行事后检验。使用 Canoco5 软件进行冗余分析。相关数据采

表 2 多样性计算公式

Tab. 2 Diversity calculation formula

指标	名称	公式	参考文献
α多样性指数	Simpson指数(D)	$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} P_i^2$	[25]
	Shannon-Wiener指数(H')	$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \ln P_i$	[25]
	PIE指数(P_{IE})	$P_{IE} = N(N-1) / \sum_{i=1}^{S} N_i(N_i-1)$	[25]
	Pielou指数(J_{sw})	$J_{sw} = H' / \ln S$	[25]
	Partick指数(R)	$R = S$	[26]
	Margalef指数(PI)	$PI = (S-1) / \ln N$	[26]
β多样性指数	Jaccard指数(C_j)	$C_j = J / (A_I + B_{II} - J)$	[27]
重要值	草本层重要值(IV)	$IV = (R_H + R_C + R_F) / 3$	[28]

注：S为样地物种总数量；N为样方内全部种的个体总数；N_i为第i个物种的个体数；P_i为第i个物种的个体数占所有种个体总数N的比例，即个体数/物种总数(N_i/N)；J为两环境共有种数；A_I是环境 I 的物种数；B_{II}是环境 II 的物种数。R_H为相对高度、R_C为相对盖度、R_F为相对频度。

用平均值 ± 标准差(mean ± SD)的形式呈现。利用 Origin 2021 软件绘图。

2　结果与分析

2.1　典型植被恢复林分草本群落物种多样性年际变化

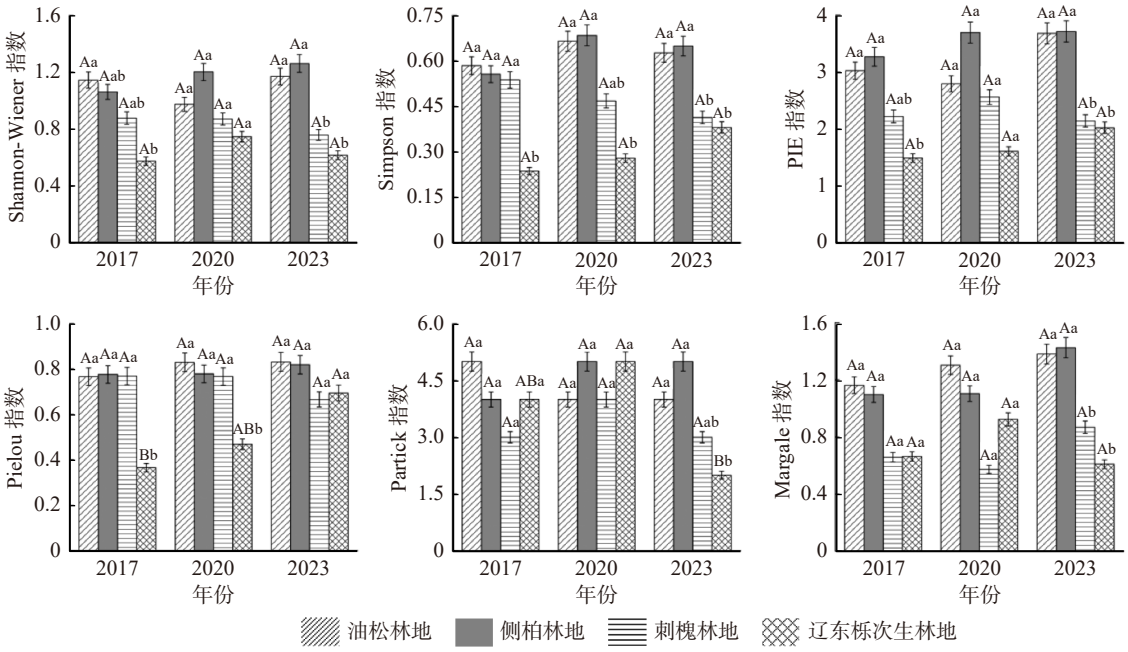
油松林与侧柏林草本层 α 多样性指数整体较稳定(图 2),在 4 个林分中呈较高水平,侧柏林草本层 Shannon-Wiener 指数在 2023 年达到峰值(1.26),显著高于刺槐林、辽东栎次生林($P < 0.05$)。刺槐林与辽东栎次生林草本层 α 多样性指数相较于另两个林分,整体数值偏低,其中刺槐林草本层 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、Pielou 指数呈小幅度的下降趋势,Simpson 指数在 2023 年达观察期内最低值(0.41);辽东栎次生林草本 α 多样性总体稳定上升,Pielou 指数在研究期内上升趋势显著($P < 0.05$),在 2023 年达到峰值(0.69),但 Partick 指数 2023 年(2.00)相较于 2020 年(5.00)骤降,且差异显著($P < 0.05$)。

整体来看,辽东栎次生林各多样性指标均较低,表明相较于其余植被恢复树种,辽东栎次生林分草本植被类型单一。这主要因为辽东栎次生林乔木生长旺盛,可被林下植被吸收的阳光及土壤养分较少,竞争激烈,林下植被优势种后抑制了其他物种生长。

2.2　典型植被恢复林分草本群落的生态系统 β 多样性差异

以油松林为例,由右上部开始顺时针 3 个板块分别为 2017 年、2020 年、2023 年数据,每个板块中顺时针方向 3 个扇形部分依次为油松林&侧柏林、油松林&刺槐林、油松林&辽东栎次生林的 Jaccard 指数(图 3)。油松林 2017 年 Jaccard 指数与其余林分草本物种相似度较低,其中,与侧柏林草本物种组成相似度在后两年持续回升,呈中等不相似,与刺槐林的 Jaccard 指数在 2020 年达到峰值(0.42),在 2023 年数值又降到 0.16。侧柏林与油松林草本层 Jaccard 指数在 2023 年达到峰值(0.48),但在 2017 年与各林分草本层的 Jaccard 指数均较低。刺槐林在 2020 年与油松林的 Jaccard 指数最高(0.27)。2017 年,辽东栎次生林草本层物种组成与其他林分相似性较低,到 2020 年有所升高,但在 2023 年,辽东栎次生林与侧柏林、刺槐林草本层物种的 Jaccard 指数下降,表明辽东栎次生林草本层物种组成与其余林分相似性较低。

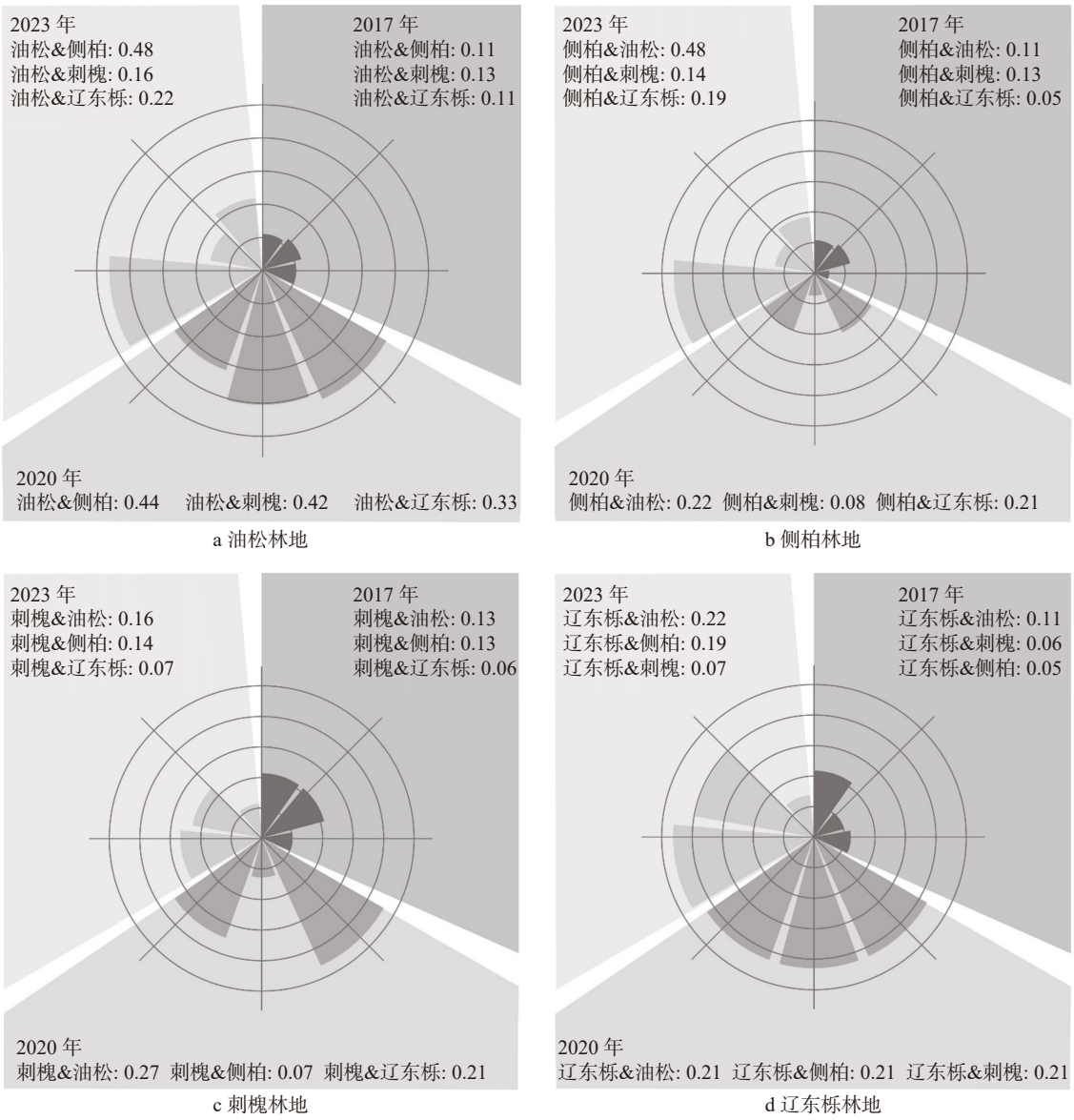
油松林 2020 与 2023 年间草本层 Jaccard 指数(0.36)和侧柏林 2020 与 2023 年间草本层 Jaccard 指数(0.54)较高,其他年份间 Jaccard 指数普遍较低。刺槐林草本层 2017 与 2020 年的 Jaccard 指数为 0.21,2020 与 2023 年降为 0.19,说明在研究期间草本层植被物种更迭,相似性下降。辽东栎次生林草本层年际间 Jaccard 指数呈上升趋势,2017 年与 2023 年的 Jaccard 指数(0.08)极低,说明 2017 年与 2023 年草本种类出现了大幅变化。除刺槐林外,同一林分内草本层年际间 Jaccard 指数逐渐上升,说明植被种



不同大写字母表示同样地不同年份间多样性差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示同年份不同样地间多样性差异显著($P < 0.05$)。下同。

图 2　典型植被恢复林分林下草本群落 α 多样性指数的年际变化

Fig. 2　Interannual changes of α diversity indices of understory herbaceous communities in typical vegetation restoration stand



图上数值是两个林分的 Jaccard 指数。

图 3 典型植被恢复林分间草本群落 Jaccard 指数的年际变化

Fig. 3 Interannual changes of Jaccard index of herbaceous communities among typical vegetation restoration stands

类随年份增长逐渐趋同，其中侧柏林草本物种趋同速度更快(图 4)。

2.3 典型植被恢复林分草本的类型与物种重要值

研究区内侧柏林草本植物种数最多，共出现草本 34 种，隶属于 16 科，28 属，其中甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)和三穗薹草(*Carex tristachya*)在 2020、2023 年中呈现出显著优势。甘草和三穗薹草在 2020、2023 年重要值分别为 0.090 5、0.110 8 和 0.091 9、0.175 0。种数次多的为油松林，共出现草本 29 种，隶属于 15 科，25 属。菊科草本最多，其中白莲蒿(*Artemisia gmelinii*)在研究期中表现为优势种，在 2017、2020、2023 年重要值分别为 0.093 6、0.230 4、0.249 1，另一优势种为败酱(*Patrinia scabiosifolia*)，其各年份重要值分别为 0.158 3、0.253 9、0.160 3。刺槐林分研究期内长期优势种为白莲蒿，2020、2023 年其重要值分别为 0.171 1、0.173 8；辽东栎次生林的莎草科植被在研究期内呈现出高度的生长优势，但其品种在 2020 年发生了改变，优势种由大披针薹草(*Carex lanceolata*)转变为三穗薹草，大披针薹草 2017 年重要值为 0.676 2，三穗薹草 2020、2023 年重要值分别为 0.336 1，0.608 1(详见附录 1)。

2.4 典型植被恢复林分草本层属性差异

油松林、刺槐林的枯落物量随时间整体呈下降趋势，均值范围分别为 1.36 ~ 2.29 t/hm^2、0.73 ~ 2.10 t/hm^2；侧柏林、辽东栎次生林的枯落物量整体呈上升趋势，其均值的变化范围分别为 1.15 ~ 2.40 t/hm^2、1.62 ~ 2.56 t/hm^2。4 个林分枯落物厚度在研究期内均呈增长趋势($P < 0.05$)，其中油松林枯落物厚度均

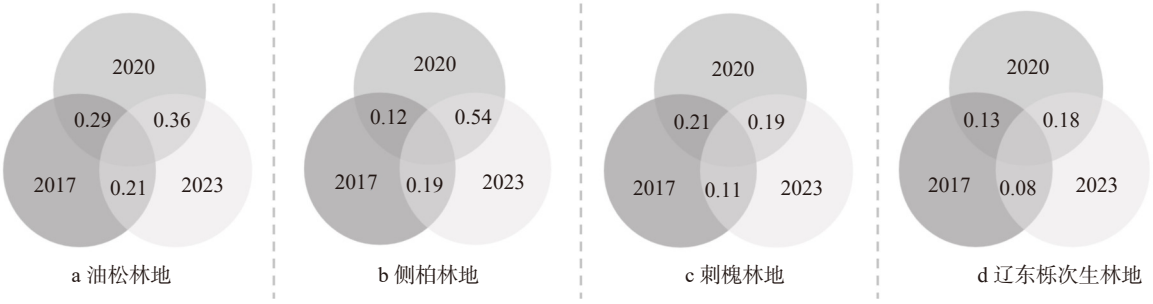


图 4　典型植被恢复林分的草本群落年际间的 Jaccard 指数变化

Fig. 4　Interannual changes in Jaccard index of herbaceous communities within typical vegetation restoration stands

值变化范围为 0.90 ~ 8.50 cm，侧柏林枯落物厚度均值的变化范围为 0.40 ~ 6.30 cm，刺槐林枯落物厚度均值的变化范围为 1.10 ~ 8.33 cm，辽东栎次生林枯落物厚度均值变化范围为 2.46 ~ 6.43 cm(图 5a ~ b)。

油松林草本层生物量在研究期内呈下降趋势，均值变化范围是 1.61 ~ 2.50 t/hm^2；侧柏林和刺槐林草本层生物量呈现先增加后降低的趋势，均值变化范围分别是 2.03 ~ 4.27 t/hm^2、3.06 ~ 6.00 t/hm^2；而同时期辽东栎次生林草本层生物量呈上升趋势，均值变化范围是 6.48 ~ 9.97 t/hm^2(图 5c)。

油松林和侧柏林草本层林分生长参数变化幅度不大，株高均值变化范围分别是 8.70 ~ 19.89 cm、11.23 ~ 27.54 cm，丛径均值变化范围分别是 0.10 ~ 5.05 cm、0.12 ~ 2.03 cm，冠幅均值变化范围分别是 39.90 ~ 403.16 cm^2、43.26 ~ 680.14 cm^2；刺槐林草本层生长状态整体呈上升趋势，其株高、丛径、冠幅在研究期内的均值变化范围分别为 11.68 ~ 58.50 cm、1.94 ~ 5.06 cm、184.05 ~ 817.87 cm^2；辽东栎次生林草本层属性变化无明显总体性特征，其株高呈先降低后升高，均值变化范围为 3.70 ~ 69.43 cm，丛径及冠幅属性均呈升高趋势，均值变化范围分别是 0.38 ~ 17.27 cm、271.25 ~ 1 641.50 cm^2(图 5d ~ f)。

2.5　典型植被恢复林分对土壤性质的影响

各林分土壤容重随土层深度的增加均呈现升高趋势，其中辽东栎次生林 0 ~ 100 cm 土层平均土壤容重最高，均值为(1.32 ± 0.15)g/cm^3。土壤孔隙度在 0 ~ 10 cm 土层最高，说明表层土壤透气性较其他土层好，油松林土壤透气性最佳，平均值为(52.88 ± 3.11)%。土壤全氮含量随土层深度增加急剧下降，具有明显的表层聚集性，土层间含量差异显著($P < 0.05$)，全氮含量最高的林分为辽东栎次生林，均值为(422.23 ± 266.65)mg/kg。辽东栎次生林 0 ~ 10 cm 表层土壤全磷含量((605.34 ± 29.34)mg/kg)显著高于该林分其余土层($P < 0.05$)。侧柏林 80 ~ 100 cm 土层全钾含量((17 103.88 ± 648.08)mg/kg)最高($P < 0.05$)，刺槐林土壤全钾含量也呈这一规律，该林分 80 ~ 100 cm 土层全钾含量为(24 031.56 ± 732.06) mg/kg(表 3)。

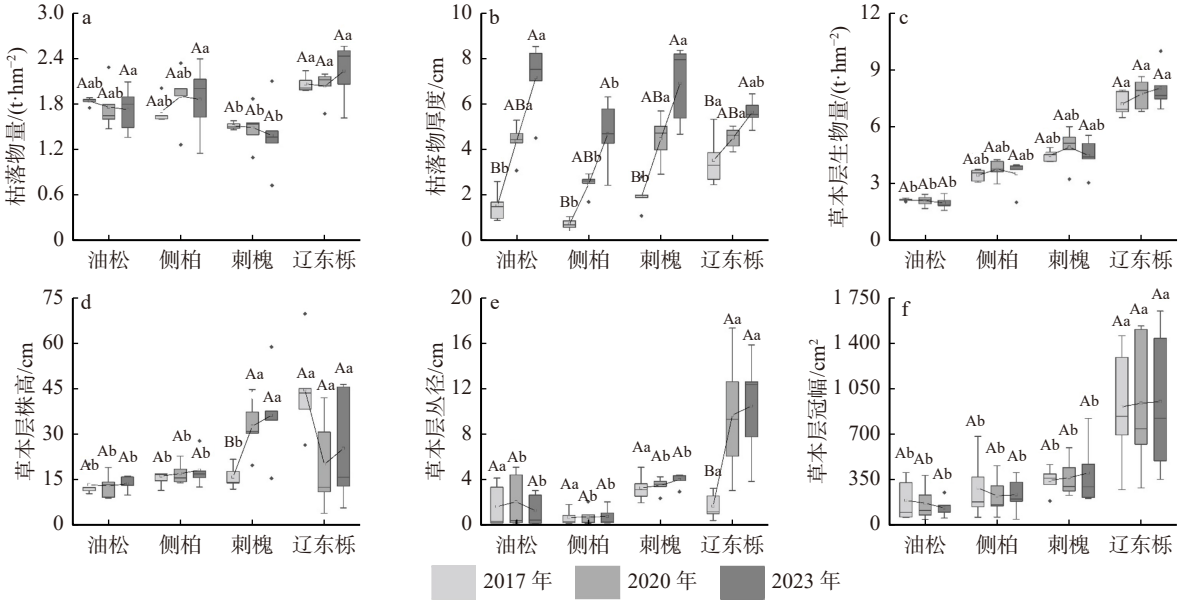


图 5　典型植被恢复林分草本层生长参数的年际变化

Fig. 5　Interannual variation of growth parameters of herbaceous layer in typical vegetation restoration stand

各林分土壤铵态氮含量在垂直方向上无明显规律性变化，峰值出现的土层各不相同。总体来看，平均值最高的为油松林((10.41 ± 2.61)mg/kg)。土壤硝态氮含量呈波动变化，随土层深度增加呈现出先升高后降低的趋势，其含量峰值普遍出现于 20 ~ 40 cm、40 ~ 60 cm、60 ~ 80 cm 深度的土层，其中侧柏林 0 ~ 100 cm 土层平均土壤硝态氮最高，均值为(19.54 ± 8.11)g/cm^3。油松林和辽东栎次生林速效磷含量表层聚集性显著($P < 0.05$)，0 ~ 10 cm 土层含量分别为(7.08 ± 0.83)mg/kg、(6.54 ± 0.78)mg/kg。侧柏林和刺槐林较深层土壤速效磷含量普遍高于表层含量($P < 0.05$)，分别在土层 60 ~ 80 cm、80 ~ 100 cm 出现峰值，含量分别为(9.06 ± 0.81)mg/kg、(6.61 ± 0.27)mg/kg。速效钾含量的表层聚集在刺槐林和辽东栎次生林中表现更为突出($P < 0.05$)，其值分别为(98.03 ± 5.25)mg/kg、(124.87 ± 5.91)mg/kg，其余林分速效磷含量随土层变化不明显(表 3)。

2017 和 2023 年，4 个林分间的土壤全磷含量均存在显著差异($P < 0.05$)。2017 年，土壤全磷含量表现为侧柏林< 辽东栎次生林< 油松林< 刺槐林；2023 年表现为侧柏林 < 辽东栎次生林< 油松林< 刺槐林。研究期间，辽东栎次生林土壤速效钾含量在 4 个林分中呈现显著优势($P < 0.05$)，3 个年份的含量依次为(91.11 ± 18.33)mg/kg、(94.71 ± 18.81)mg/kg、(100.59 ± 23.86)mg/kg。油松林的土壤铵态氮含量显著高于其余林分($P < 0.05$)，且在各年份中均呈现该规律，3 个年份的含量依次为(10.04 ± 2.35)mg/kg、(10.30 ± 2.51)mg/kg、(10.89 ± 3.18)mg/kg。总体来看，除土壤容重及土壤全钾外，其余土壤性质均随年份的增长而提升(表 4)。

2.6 林分生长参数和土壤性质对植被多样性的影响

草本层生物量(包括地上、地下、总量)均与 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、PIE 指数、Pielou 指数、Margalef 指数等多样性指标呈极显著负相关($P < 0.01$)，其中地下生物量与 Simpson 指数的相关系数(−0.599)绝对值最高(表 5)。这说明草本层自身生物量的增加显著降低了物种丰富度，原因可能是高生物量条件下，草本群落源内环境资种内竞争加剧，优势物种(如莎草科、菊科植物)占据主导地位，抑制其他物种的生存空间。草本层株高与 Pielou 指数(−0.244)呈显著负相关($P < 0.05$)，冠幅与 Shannon-Wiener 指数(−0.479)呈极显著负相关性($P < 0.01$)，表明草本层垂直结构和水平扩展均可能通过遮蔽效应加剧个体间竞争。值得注意的是，枯落物总厚度仅与 Partick 指数(−0.269)呈显著负相关($P < 0.05$)，表明枯落物厚度的增加可能通过改变微环境间接影响物种分布均质性。

在土壤性质方面，土壤全氮、全磷、全钾与草本层物种多样性指标普遍呈显著负相关，其中土壤全钾与 PIE 指数(−0.334)、Margalef 指数(−0.394)呈极显著负相关($P < 0.01$)，表明土壤养分富集可能通过促进草本优势种的快速生长，压缩其他物种的生态位宽度，进而降低群落多样性。然而土壤铵态氮与 PIE 指数(0.242)呈显著正相关($P < 0.05$)，说明短期内速效氮的输入可能缓解草本群落的氮限制，促进多物种共存，但长期过量输入可能导致土壤酸化或盐渍化，需结合动态监测进行验证。土壤容重与草本层物种多样性指标均呈负相关性，但未达显著水平，这一趋势表明土壤紧实度升高可能限制草本植物根系发育(表 5)。

冗余分析表明，草本层物种多样性与土壤铵态氮呈正相关，部分草本层物种多样性指数与土壤总孔隙度、土壤硝态氮、土壤速效磷呈正相关。其中 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、PIE 指数、Pielou 指数与土壤总孔隙度和硝态氮夹角最小，表明其相关性最大。同时，土壤铵态氮含量与 PIE 指数、Partick 指数、Margalef 指数呈锐角状态，表明其相关性较大。这是由于土壤孔隙度和土壤养分会影响草本群落的发展，主要表现在群落数量特征和结构的改变。植被冠幅(24.6%)的贡献度居于首位，并与物种多样性夹角呈钝角，表明冠幅与物种多样性呈极显著负相关($P < 0.01$)。同样呈现出高贡献度的还有地下生物量(20.9%)及总生物量(20.6%)，这两个指标与物种多样性呈极显著负相关($P < 0.01$)，对 Simpson 指数、Pielou 指数影响最大(图 6)。

3 讨 论

3.1 不同树种土壤性质和林分生长参数的差异性

本研究表明，4 个林分的林分生长参数具有一定差异。从整体上看，人工林林下植被的株高、丛径、冠幅差别较小，油松林和侧柏林草本层林分生长参数变化幅度不大，刺槐林草本层生长状态整体呈上升趋势，其株高在研究期内的变化幅度相较于油松和侧柏波动明显；辽东栎次生林草本层株高呈先降低后升高，丛径及冠幅属性均呈升高趋势。辽东栎次生林的林下植被生长最旺盛，且在研究期内变化幅度明显，但其物种多样性显著低于油松、侧柏和刺槐林分，具有种类单一、生物量高、单株植被体型大等特点，这是受到了乔木层的影响。乔木层盖度和林分密度被认为是影响林下植物物种组成和多样性的主要林分因子[29]，它们不仅可以通过改变林下植物的光照，影响不同植物物种的生长繁殖，也可以

表 3　典型植被恢复林分各土层深度的土壤性质差异

Tab. 3　Differences of soil properties in each soil layer depth of typical vegetation restoration stand

样地类型	土层深度/cm	容重/(g·cm^{-3})	孔隙度/%	全氮/(mg·kg^{-1})	全磷/(mg·kg^{-1})	全钾/(mg·kg^{-1})	铵态氮/(mg·kg^{-1})	硝态氮/(mg·kg^{-1})	速效磷/(mg·kg^{-1})	速效钾/(mg·kg^{-1})
油松林地	0 ~ 10	0.97 ± 0.04b	58.18 ± 2.34a	582.46 ± 45.54a	440.71 ± 21.52c	17 901.40 ± 1 019.10a	9.67 ± 0.76b	8.26 ± 0.86b	7.08 ± 0.83a	80.54 ± 5.94b
	10 ~ 20	1.07 ± 0.03b	50.88 ± 4.62b	399.25 ± 16.62b	494.55 ± 14.05abc	15 979.59 ± 876.42b	5.90 ± 0.63c	8.58 ± 0.54b	4.85 ± 0.19b	70.94 ± 3.58b
	20 ~ 40	1.03 ± 0.13b	51.70 ± 6.71b	372.32 ± 27.31bc	503.09 ± 33.75ab	12 683.56 ± 545.74c	10.72 ± 0.63b	10.31 ± 0.75a	3.78 ± 0.12c	74.70 ± 2.76b
	40 ~ 60	1.24 ± 0.01a	54.47 ± 2.08ab	311.98 ± 3.65d	447.84 ± 34.54bc	11 765.47 ± 536.01c	10.21 ± 0.87b	8.43 ± 0.68b	5.08 ± 0.19b	80.36 ± 1.23b
	60 ~ 80	1.21 ± 0.04a	49.38 ± 2.86b	338.13 ± 10.83cd	528.88 ± 10.16a	16 227.95 ± 139.23b	12.96 ± 0.38a	8.63 ± 0.78b	3.55 ± 0.17c	90.38 ± 7.46a
	80 ~ 100	1.29 ± 0.05a	52.64 ± 4.47b	367.90 ± 19.99bc	463.95 ± 21.66bc	15 756.55 ± 589.36b	12.97 ± 1.62a	7.62 ± 0.66b	4.16 ± 0.29c	73.67 ± 5.46b
	平均	1.14 ± 0.13	52.88 ± 3.11	395.34 ± 96.47	479.84 ± 34.55	15 052.42 ± 2335.36	10.41 ± 2.61	8.64 ± 0.90	4.75 ± 1.29	78.43 ± 6.98
侧柏林地	0 ~ 10	1.12 ± 0.03d	54.60 ± 0.95a	432.66 ± 28.12a	388.35 ± 8.72c	13 504.68 ± 340.54b	8.62 ± 0.47ab	14.06 ± 1.12c	4.71 ± 0.26c	80.00 ± 2.71ab
	10 ~ 20	1.20 ± 0.05cd	49.92 ± 3.64b	395.58 ± 24.15c	399.66 ± 16.57bc	11 834.02 ± 561.95c	6.77 ± 0.65cd	12.89 ± 1.51c	3.82 ± 0.14d	86.65 ± 4.81a
	20 ~ 40	1.22 ± 0.07bcd	51.21 ± 0.77ab	198.68 ± 1.66c	439.01 ± 23.69ab	11 350.42 ± 707.42c	8.26 ± 0.38ab	13.23 ± 0.42c	4.52 ± 0.34cd	75.32 ± 4.54bc
	40 ~ 60	1.34 ± 0.10ab	50.79 ± 3.53ab	167.97 ± 12.59cd	460.13 ± 43.23a	14 353.57 ± 689.37b	9.35 ± 0.93a	29.06 ± 0.74a	4.83 ± 0.53c	76.24 ± 7.65abc
	60 ~ 80	1.28 ± 0.15bc	48.74 ± 4.56b	144.08 ± 4.46d	315.16 ± 34.23d	13 845.28 ± 638.80b	6.11 ± 0.27d	30.48 ± 1.97a	9.06 ± 0.81a	62.06 ± 1.13d
	80 ~ 100	1.44 ± 0.06a	50.16 ± 0.34b	137.39 ± 11.03d	263.96 ± 24.85e	17 103.88 ± 648.08a	7.51 ± 0.21bc	17.55 ± 1.27b	6.64 ± 0.48b	67.48 ± 0.64cd
	平均	1.27 ± 0.11	50.90 ± 2.00	246.06 ± 132.46	377.71 ± 74.83	13 665.31 ± 2052.70	7.77 ± 1.20	19.54 ± 8.11	5.60 ± 1.94	74.63 ± 8.78
刺槐林地	0 ~ 10	1.10 ± 0.08d	51.18 ± 4.40a	409.09 ± 21.39a	443.26 ± 21.81d	17 498.13 ± 1390.81b	7.63 ± 0.37ab	11.83 ± 0.77c	3.52 ± 0.20d	98.03 ± 5.25a
	10 ~ 20	1.22 ± 0.10cd	50.69 ± 4.39a	290.22 ± 7.36b	509.63 ± 29.47cd	19 240.85 ± 495.25b	8.13 ± 0.35a	13.20 ± 0.37c	3.95 ± 0.15cd	70.67 ± 3.25bc
	20 ~ 40	1.46 ± 0.17a	49.13 ± 1.66a	192.97 ± 2.36d	471.50 ± 12.50cd	19 370.45 ± 199.27b	7.15 ± 0.33b	15.89 ± 0.78b	4.45 ± 0.15bc	67.08 ± 6.21bc
	40 ~ 60	1.26 ± 0.12bc	49.08 ± 5.28a	242.59 ± 23.20c	590.79 ± 47.85ab	18 151.20 ± 921.41b	7.01 ± 0.71bc	22.25 ± 0.55a	3.92 ± 0.19cd	71.78 ± 5.24b
	60 ~ 80	1.24 ± 0.07bcd	48.79 ± 2.99a	194.32 ± 13.11d	601.11 ± 23.92a	17 295.28 ± 947.19b	6.22 ± 0.37c	15.45 ± 0.14b	5.10 ± 0.30b	60.45 ± 1.67c
	80 ~ 100	1.38 ± 0.11ab	51.79 ± 1.55a	208.68 ± 8.23d	533.31 ± 32.34bc	24 031.56 ± 732.06a	6.97 ± 0.38bc	11.20 ± 0.76c	6.61 ± 0.27a	70.11 ± 3.96bc
	平均	1.28 ± 0.13	50.11 ± 1.27	256.31 ± 83.43	524.93 ± 63.20	19 264.58 ± 2488.93	7.19 ± 0.65	14.97 ± 4.03	4.59 ± 1.13	73.02 ± 12.92
辽东栎次生林地	0 ~ 10	1.21 ± 0.27b	56.33 ± 6.11a	888.86 ± 36.60a	605.34 ± 29.34a	15 014.05 ± 1422.05c	11.35 ± 0.32a	9.48 ± 0.95b	6.54 ± 0.78a	124.87 ± 5.91a
	10 ~ 20	1.11 ± 0.10b	51.84 ± 7.37ab	565.43 ± 26.24b	468.93 ± 23.52bc	15 086.25 ± 858.57c	9.69 ± 0.34b	9.59 ± 0.30b	5.08 ± 0.51b	111.76 ± 5.90ab
	20 ~ 40	1.31 ± 0.13ab	49.90 ± 5.28b	395.45 ± 33.92c	496.81 ± 38.83b	18 599.18 ± 49.33a	5.52 ± 0.27d	9.65 ± 0.25b	3.37 ± 0.23d	98.14 ± 11.49bc
	40 ~ 60	1.33 ± 0.07ab	51.08 ± 3.34ab	270.72 ± 24.61d	414.88 ± 1.59cd	16 760.25 ± 1023.72b	6.20 ± 0.43cd	13.50 ± 0.84a	4.28 ± 0.16c	86.16 ± 8.66cd
	60 ~ 80	1.47 ± 0.02a	47.32 ± 4.53b	222.16 ± 16.88de	446.67 ± 22.66cd	16 845.13 ± 114.36b	5.68 ± 0.28d	14.66 ± 0.38a	3.40 ± 0.06d	75.40 ± 5.28d
	80 ~ 100	1.48 ± 0.07a	46.04 ± 4.88b	190.78 ± 10.86e	390.98 ± 29.54d	17 493.10 ± 466.16ab	7.11 ± 0.80c	9.31 ± 0.42b	4.07 ± 0.21c	76.48 ± 0.83d
	平均	1.32 ± 0.15	50.42 ± 3.65	422.23 ± 266.65	470.60 ± 75.97	16 632.99 ± 1391.42	7.59 ± 2.39	11.03 ± 2.39	4.46 ± 1.20	95.47 ± 19.94

注: 不同小写字母表示同林地、同土壤性质不同土层间多样性差异显著($P < 0.05$)。

影响林下土壤的水分和养分，调控不同植物物种的分布[30]。

各林分土壤全氮含量均呈现明显的表层聚集性，随土层深度的增加，含量逐渐降低。这一规律与于航等[31]研究晋西黄土区土壤性质层次变化的结果一致。刺槐林分土壤容重随土层深度的增加而增大，土壤全磷含量随土层深度的增加呈现波动性的变化。本研究另外 3 个林分和胡亚伟等[32]也发现类似规律。土壤养分中的全氮含量是评价土壤肥力的主要指标[33]。研究期内，各土层平均土壤全氮含量依次为辽东栎次生林分(422.23 mg/kg) > 油松林分(395.34 mg/kg) > 刺槐林分(256.31 mg/kg) > 侧柏林分(246.06 mg/kg)，相比于人工林分，辽东栎次生林分土壤全氮含量居于高位。在研究期内，辽东栎次生林分土壤容重显著降低，其植被调节土壤物理性质良好。长期来看，辽东栎次生林相较于人工林改善黄土高原的土壤质量效益更大，将更有利于植被恢复。

在生态系统中植被与土壤是一个相互作用、相互影响的统一整体，土壤是植被生长的物质基础，而植被也会影响土壤的形成和发育[34]。通过上述分析，可以看出树种差异会影响土壤性质，使其所在地区土壤在成分上产生微量变化。当这种微量经过时间尺度的积累，将使得不同林分下土壤性质发生转

表 4 典型植被恢复林分年际间土壤性质差异及变化

Tab. 4 Interannual differences and variations in soil properties in typical vegetation restoration stand

年份	样地类型	容重/（g·cm^{-3}）	孔隙度/%	全氮/（mg·kg^{-1}）	全磷/（mg·kg^{-1}）	全钾/（mg·kg^{-1}）	铵态氮/（mg·kg^{-1}）	硝态氮/（mg·kg^{-1}）	速效磷/（mg·kg^{-1}）	速效钾/（mg·kg^{-1}）
2017	油松林地	1.11 ± 0.15b	50.49 ± 5.81a	386.97 ± 82.38a	467.46 ± 33.04ab	15 180.25 ± 2 806.26c	10.04 ± 2.35a	8.08 ± 0.80c	4.60 ± 1.00ab	77.25 ± 4.27b
	侧柏林地	1.32 ± 0.13a	49.40 ± 4.04a	234.21 ± 126.42b	366.99 ± 61.98c	13 685.57 ± 1 641.82c	7.42 ± 0.93b	18.83 ± 8.20a	5.33 ± 1.71a	72.09 ± 8.18b
	刺槐林地	1.31 ± 0.20a	47.94 ± 3.30ab	248.92 ± 77.13b	504.62 ± 52.29a	19 191.76 ± 2 072.51a	7.22 ± 0.93b	14.68 ± 3.84b	4.46 ± 1.02b	70.06 ± 11.55b
	辽东栎次生林	1.38 ± 0.15a	45.49 ± 2.51b	406.99 ± 266.22a	459.36 ± 73.70b	16 942.15 ± 1 368.29b	7.43 ± 2.37b	10.79 ± 2.58c	4.16 ± 0.84b	91.11 ± 18.33a
	平均	1.28 ± 0.12	48.33 ± 2.16	319.27 ± 90.30	449.61 ± 58.50	16 249.93 ± 2 370.21	8.03 ± 1.34	13.09 ± 4.69	4.64 ± 0.50	77.63 ± 9.49
2020	油松林地	1.14 ± 0.15b	53.97 ± 4.83a	393.17 ± 98.22a	480.59 ± 50.86a	15 119.76 ± 1 841.12bc	10.30 ± 2.51a	8.52 ± 1.18c	4.85 ± 1.42a	77.94 ± 8.74b
	侧柏林地	1.23 ± 0.13ab	51.25 ± 2.86a	249.28 ± 135.48b	382.98 ± 103.87b	13 732.46 ± 2 313.52c	7.83 ± 1.36b	19.35 ± 8.09a	5.74 ± 2.25a	75.24 ± 8.59b
	刺槐林地	1.28 ± 0.16ab	49.70 ± 2.49a	259.13 ± 89.49b	529.60 ± 74.89a	19 245.87 ± 2 819.67a	7.31 ± 0.70b	14.92 ± 4.27b	4.65 ± 1.31a	76.63 ± 12.10b
	辽东栎次生林	1.31 ± 0.16a	50.52 ± 5.79a	425.47 ± 276.23a	466.86 ± 81.71a	16 943.04 ± 1 132.49b	7.70 ± 2.58b	10.90 ± 2.35c	4.56 ± 1.47a	94.71 ± 18.81a
	平均	1.24 ± 0.08	51.36 ± 1.85	331.76 ± 90.61	465.01 ± 60.96	16 260.28 ± 2 385.41	8.28 ± 1.36	13.42 ± 4.75	4.95 ± 0.54	81.13 ± 9.12
2023	油松林地	1.16 ± 0.11a	54.17 ± 1.81ab	405.88 ± 112.76a	491.46 ± 31.35ab	14 857.26 ± 2 475.80bc	10.89 ± 3.18a	9.32 ± 0.82c	4.81 ± 1.51a	80.10 ± 10.17b
	侧柏林地	1.24 ± 0.13a	52.06 ± 1.49b	254.69 ± 136.74b	383.16 ± 61.55c	13 577.90 ± 2 339.22c	8.06 ± 1.44b	20.45 ± 8.16a	5.73 ± 1.92a	76.55 ± 11.08b
	刺槐林地	1.24 ± 0.09a	52.68 ± 2.49b	260.89 ± 85.69b	540.59 ± 70.61a	19 356.12 ± 2 849.96a	7.03 ± 0.57b	15.32 ± 4.06b	4.66 ± 1.07a	72.37 ± 15.59b
	辽东栎次生林	1.27 ± 0.23a	55.25 ± 3.60a	434.24 ± 259.50a	485.59 ± 80.59b	16 013.80 ± 1 891.91b	7.65 ± 2.31b	11.41 ± 2.36c	4.65 ± 1.30a	100.59 ± 23.86a
	平均	1.23 ± 0.04	53.54 ± 1.44	338.92 ± 94.43	475.20 ± 66.13	15 951.27 ± 2 478.35	8.41 ± 1.71	14.12 ± 4.90	4.96 ± 0.52	82.40 ± 12.53

注：不同小写字母表示同年份不同林地间多样性差异显著（$P < 0.05$）。

表 5 林分生长参数和土壤性质与草本层物种多样性的 Pearson 相关系数矩阵

Tab. 5 Pearson correlation coefficient matrix of stand growth parameters and soil properties with herbaceous species diversity

指标	H'	D	P_{IE}	J_{sw}	R	Pl
TAP	0.123	0.200	0.153	0.160	−0.067	0.124
SBD	−0.152	−0.203	−0.067	−0.174	−0.108	−0.176
TN	−0.291*	−0.274*	−0.223	−0.314**	−0.136	−0.170
TP	−0.277*	−0.282*	−0.252*	−0.124	−0.158	−0.225
TK	−0.267*	−0.340**	−0.334**	−0.156	−0.158	−0.394**
N-NH_4	0.118	0.083	0.242*	0.083	0.047	0.217
N-NO_3	0.147	0.101	0.211	0.133	−0.033	−0.035
AP	0.026	0.063	0.092	0.001	−0.047	−0.013
AK	−0.246*	−0.320**	−0.150	−0.371**	−0.034	−0.100
AGB	−0.318**	−0.417**	−0.309**	−0.428**	−0.159	−0.406**
BGB	−0.482**	−0.599**	−0.495**	−0.557**	−0.128	−0.331**
TB	−0.466**	−0.588**	−0.470**	−0.564**	−0.156	−0.399**
H	−0.015	−0.079	0.014	−0.244*	0.036	0.019
DBH	−0.398**	−0.437**	−0.343**	−0.351**	−0.204	−0.308**
CW	−0.479**	−0.549**	−0.399**	−0.559**	−0.124	−0.304**
LM	−0.101	−0.050	0.015	−0.232	−0.006	−0.056
LD	−0.217	−0.164	−0.111	−0.045	−0.269*	−0.045

注：**表示在0.01水平相关性显著；*表示在0.05水平相关性显著。下同。H'.Shannon-Wiener指数；D. Simpson指数；P_{IE}. PIE指数；J_{sw}. Pielou指数；R. Partick指数；Pl. Margalef指数；AGB. 地上生物量；BGB. 地下生物量；TB. 总生物量；LM. 枯落物量；LD. 枯落物总厚度；H. 株高；DBH. 丛径；CW. 冠幅；AK. 土壤速效钾；AP. 土壤速效磷；N-NO_3. 土壤硝态氮；N-NH_4. 土壤铵态氮；TK. 土壤全钾；TP. 土壤全磷；TN. 土壤全氮；SBD. 土壤容重；TAP. 总孔隙度。

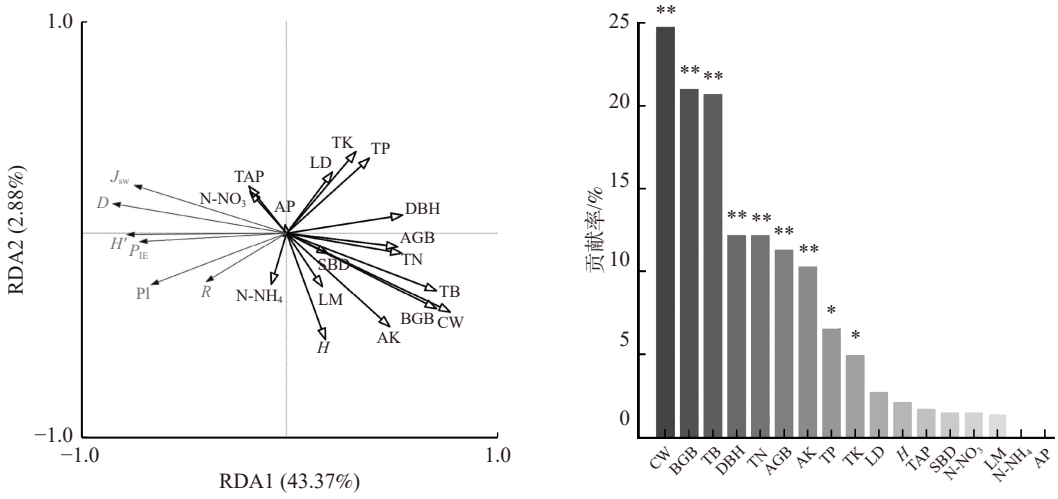


图 6　典型植被恢复林分草本群落属性和土壤因子的冗余分析排序

Fig. 6　Redundancy analysis ranking of herbaceous community attributes and soil factors of typical revegetation restoration stand

变，进而影响林下植被的生长，形成该地区特有的林下植被群落生长模式和生态系统。

3.2　物种多样性对年际变化的响应及其潜在环境影响

物种多样性是衡量森林生态系统平衡的重要指标之一，而林下植被多样性会受多种因素的影响，如立地条件、环境因子、林分密度等[35]。一种观点认为，随着群落演替，多样性不断增大[36]；另一种观点认为，在演替初期到中期多样性增大，达到峰值后呈降低趋势[37]。本研究中，油松林分、侧柏林分和辽东栎次生林分草本层物种多样性、丰富度、均匀度随恢复时间的增加呈迂回上升趋势，与胡尔查等[38]针对毛乌素沙地樟子松人工林林下草本植物长期植被恢复的研究结果一致。然而刺槐林分草本层物种多样性、均匀度均呈现逐年递减的趋势，这与刘俊廷[39]的研究结果并不相同，考虑到本研究调查数据仅包含 2017、2020、2023 年 4 个林分的生长旺季草本层的植物属性和土壤性质，难以判断更长时间尺度下的恢复情况，有待进行长期追踪研究。

各林分对不同土壤性质的改善存在差异。总体来看，除土壤容重和土壤全钾含量外，其余调查内的土壤性质均随年份的增长而提升，表明 4 种林分的土壤质量稳步提升，刘俊廷等[39]也得出了相似的结论。本研究发现，随调查林分草本层多样性数值逐渐升高，土壤容重、孔隙度、全氮、全磷、全钾、铵态氮、硝态氮、速效磷、速效钾等指标均有不同程度的良性变化，其中以刺槐林分和辽东栎次生林分林下土壤的孔隙度提升最为显著。

3.3　林分生长参数、土壤性质与生物多样性的关系

本研究中，土壤孔隙度与林下植被多样性呈极显著正相关，说明高孔隙度的土壤，林下植被的物种多样性更高。其次，土壤铵态氮和硝态氮含量与植被多样性呈正相关关系，表明无机氮含量对植被多样性具有积极影响。在曹丰丰等[40]、张世虎等[41]的研究中也提到，高无机氮环境将提高植被物种多样性及丰富度。然而，土壤全氮含量过高会抑制林下植被多样性的增长，两者呈较强的负相关关系。目前，有研究[42]探讨了土壤全氮含量与林下植被物种多样性之间的相关性，发现土壤氮含量可能随植被物种多样性的增加而减少或保持不变，但其原因尚未明确。已知的成因机制包括但不仅限于以下几点：高氮环境引起不同功能群植物对地上和地下资源的竞争、植物群落更新限制、氮素本身对植物的影响等[43]。因此，为了使林下植被既具有丰富的物种多样性，又能够保持良好的生长状态，其所需的适宜土壤全氮含量还需进一步深入研究。

草本物种的冠幅、生物量与物种多样性呈现极强的负相关，这与王依瑞等[44]的研究结果一致，当草本的冠幅和物种生物量不断增长，单个物种植物体量不断上升，其竞争力将显著增强，进而会压缩周围植被物种的生长空间，并抢夺生长所需环境因子，如阳光、水分、土壤养分等，从而导致物种多样性呈现负增长趋势。同时，生态学范畴的资源互补效应理论认为，植被物种多样性的增加，会使群落中物种功能特性更加多样化，从而实现资源利用率最大化[15]。单一物种成为优势物种将不利于群落功能性状多样化的发展。因此，某一林分草本层物种多样性较高，在较大程度上表明该草本层并未出现优势物种。

4　结　　论

油松林分、侧柏林分、辽东栎次生林分林下植被物种多样性随年份增加而逐渐升高，但辽东栎次生林草本层物种多样性显著低于人工林。侧柏林和油

松林草本层 β 多样性年际趋同，反映其群落稳定性较高。监测期间，4 种样地的土壤质量稳步提升，土壤全氮（$r = -0.291$，$P < 0.05$）、全钾（$r = -0.394$，$P < 0.01$）富集与多样性指数呈显著负相关；草本层冠幅（$r = -0.479$，$P<0.01$）和地下生物量（$r = -0.599$，$P < 0.01$）与多样性呈极显著负相关，表明高生物量导致种内资源竞争加剧。因此，黄土高原植被恢复需兼顾林下优势种调控与土壤养分平衡，人工林应注重多样性维持，而辽东栎次生林需通过适度干扰促进物种共存，最终实现生态功能与水土保持的协同提升。

致谢 山西吉县森林生态系统国家野外科学观测研究站的实验平台及站内水土气生组的数据支持。

参 考 文 献

[1] 王一, 郝利娜, 许强, 等. 2001—2019 年黄土高原植被覆盖度时空演化特征及地理因子解析 [J]. 生态学报, 2023, 43(6): 2397−2407.
Wang Y, Hao L N, Xu Q, et al. Spatio-temporal variations of vegetation coverage and its geographical factors analysis on the Loess Plateau from 2001 to 2019[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(6): 2397−2407.

[2] 向钦, 郭秋菊, 艾训儒, 等. 林分空间结构与物种多样性随空间尺度变化的规律研究 [J]. 林业科学研究, 2022, 35(3): 151−160.
Xiang Q, Guo Q J, Ai X R, et al. Variations on stand spatial structure and species diversity in different spatial scales[J]. Forest Research, 2022, 35(3): 151−160.

[3] 只佳增, 周劲松, 钱云, 等. 河口热区肉桂人工林植被群落演替特征研究 [J]. 热带作物学报, 2018, 39(12): 2513−2520.
Zhi J Z, Zhou J S, Qian Y, et al. Community succession characteristics of *Cinnamomum cassia* plantation in tropical regions of Hekou, Yunnan [J]. Chinese Journal of Tropical Crops, 2018, 39(12): 2513−2520.

[4] 代青格乐, 赵国平, 王新星, 等. 林分密度对毛乌素沙地樟子松人工林林分结构和林下植被的影响 [J]. 水土保持通报, 2015, 35(6): 86−91.
Dai Q G L, Zhao G P, Wang X X, et al. Effects of stand density on stand structure and understory vegetation of *Pinus sylvestris* plantations in Mu Us Sandland[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2015, 35(6): 86−91.

[5] Wang N, Jiao J Y, Jia Y F, et al. Influence of afforestation on the species diversity of the soil seed bank and understory vegetation in the hill-gullied Loess Plateau, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(10): 85−93.

[6] 李远发, 叶绍明, 王宏翔, 等. 黄土高原油松天然纯林结构特征的研究 [J]. 广西植物, 2017, 37(7): 868−880.
Li Y F, Ye S M, Wang H X, et al. Structural properties of natural Loess Plateau forest stands dominated by *Pinus tabulaeformis*[J]. Guihaia, 2017, 37(7): 868−880.

[7] Flóra T, Sára M, András B, et al. Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests[J]. Forest Ecology and Management, 2019, 43(433): 720−728.

[8] Zhang H S, Jiao X H, Zha T G, et al. Developmental dynamics and driving factors of understory vegetation: a case study of three typical plantations in the Loess Plateau of China[J]. Forests, 2023, 14(12): 127−136.

[9] 姜晓燕, 高圣杰, 蒋燕, 等. 毛乌素沙地植被不同恢复阶段植物群落物种多样性、功能多样性和系统发育多样性 [J]. 生物多样性, 2022, 30(5): 18−28.
Jiang X Y, Gao S J, Jiang Y, et al. Species diversity, functional diversity, and phylogenetic diversity in plant communities at different phases of vegetation restoration in the Mu Us Sandy Grassland[J]. Biodiversity Science, 2022, 30(5): 18−28.

[10] 董莉莉, 张慧东, 毛沂新, 等. 间伐对红松 *Pinus koraiensis* 针阔混交林冠层结构及林下植被的影响 [J]. 沈阳农业大学学报, 2017, 48(2): 159−165.
Dong L L, Zhang H D, Mao Y X, et al. Influence of thinning on canopy structure and understory vegetation of coniferous-broad leaved *Pinus koraiensis* mixed forest[J]. Journal of Shenyang Agricultural University, 2017, 48(2): 159−165.

[11] 黄团冲, 贺康宁, 王先棒, 等. 北川河流域森林冠层结构对林下植被多样性的影响 [J]. 中国水土保持科学, 2018, 16(4): 106−114.
Huang T C, He K N, Wang X B, et al. Effects of forest canopy structure on the diversity of understory vegetation in Beichuan River Basin of an alpine region[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2018, 16(4): 106−114.

[12] 邓强. 黄土高原刺槐林下物种多样性、生产力和生态化学计量特征对模拟降水变化的响应 [D]. 杨凌: 中国科学院大学 (中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心), 2020.
Deng Q. Effects of manipulative precipitation on understory plant speciesdiversity, productivity and ecological stoichiometry in a planted *Robinia pseudoacacia* forest on the Loess Plateau, China [D]. Yangling: University of Chinese Academy of Sciences (Research Center for Soil and Water Conservation and Ecological Environment, Ministry of Education, Chinese Academy of Sciences), 2020.

[13] Carsten F D, Maurizio B, Steffen B, et al. Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey[J]. BMC Ecology, 2020, 20(1): 43.

[14] 张景慧, 黄永梅. 生物多样性与稳定性机制研究进展 [J]. 生态学报, 2016, 36(13): 3859−3870.
Zhang J H, Huang Y M. Biodiversity and stability mechanisms: understanding and future research[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(13): 3859−3870.

[15] 姚天华, 朱志红, 李英年, 等. 功能多样性和功能冗余对高寒草甸群落稳定性的影响 [J]. 生态学报, 2016, 36(6): 1547−1558.
Yao T H, Zhu Z H, Li Y N, et al. Effects off unctional diversity and functional redundancy on the community stability of an alpine meadow[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(6): 1547−1558.

[16] 覃志杰, 董威, 刘泰瑞, 等. 油松天然辽东栎次生林林下植物多样性对林分密度的响应研究 [J]. 山西农业大学学报 (自然科学版), 2019, 39(1): 61−67.

Qin Z J, Dong W, Liu T R, et al. Responses of understory plant diversity to stand density in natural secondary forests of *Pinus tabulaeformis*[J]. Journal of Shanxi Agricultural University (Natural Science Edition), 2019, 39(1): 61−67.

[17] 袁梓裕, 张路, 廖李容, 等. 黄土高原草地植物多样性与群落稳定性的关系及其驱动因素 [J]. 生态学报, 2023, 43(1): 60−69.
Yuan Z Y, Zhang L, Liao L R, et al. Relationship between grassland plant diversity and community stability and its driving factors on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(1): 60−69.

[18] 姜俊, 刘宪钊, 贾宏炎, 等. 杉木人工林近自然化改造对林下植被多样性和土壤理化性质的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2019, 41(5): 170−177.
Jiang J, Liu X Z, Jia H Y, et al. Effects of stand density on understory species diversity and soil physicochemical properties after close-to-nature transformation management of Chinese fir plantation[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2019, 41(5): 170−177.

[19] Wang J, Zhao W W, Zhang X, et al. Effects of reforestation on plant species diversity on the Loess Plateau of China: a case study in Danangou Catchment[J]. Science of the Total Environment, 2019, 651(1): 979−989.

[20] 胡冬冬, 唐丹, 王文欢, 等. 人工林林下植被演替及其人为影响因子 [J]. 山西农业科学, 2018, 46(3): 471−475.
Hu D D, Tang D, Wang W H, et al. Undergrowth vegetation succession and anthropogenic factors of plantation forest[J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2018, 46(3): 471−475.

[21] 罗洁贤, 俞政民, 聂钰滢, 等. 不同林龄桉树林下植被多样性分析 [J]. 林业与环境科学, 2019, 35(1): 36−42.
Luo J X, Yu Z M, Nie Y Y, et al. Species diversity of understory vegetation of eucalyptus plantation at different stand age[J]. Forestry and Environmental Science, 2019, 35(1): 36−42.

[22] 刘雨晖. 细叶青冈与杉木混交林生物量与林下植物多样性 [D]. 福州: 福建农林大学, 2018.
Liu Y H. Biomass and understory plant diversity of a *Cyclobalanopsis gracilis* and Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) mixed forest plantation [D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2018.

[23] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
Bao S D. Soil agrochemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Publishing House, 2016.

[24] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
Lu R K. Methods of soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.

[25] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 Ⅰα 多样性的测度方法 (下)[J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 231−239.
Ma K P, Liu Y M. Methods for measuring biodiversity of biomes I methods for measuring α-diversity (II)[J]. Biodiversity Science, 1994, 2(4): 231−239.

[26] 马克平. 生物群落多样性的测度方法(Ⅰ): α 多样性的测度方法 (上)[J]. 生物多样性, 1994, 2(3): 162−168.
Ma K P. Methods for measuring biodiversity of biomes (I): methods for measuring α-diversity (I)[J]. Biodiversity Science, 1994, 2(3): 162−168.

[27] 马克平, 刘灿然, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法(Ⅱ): β 多样性的测度方法 [J]. 生物多样性, 1995, 3(1): 38−43.
Ma K P, Liu C R, Liu Y M. Methods for measuring biocommunity diversity(II): methods for measuring β diversity[J]. Biodiversity Science, 1995, 3(1): 38−43.

[28] 高贤明, 马克平, 陈灵芝. 暖温带若干落叶阔叶林群落物种多样性及其与群落动态的关系 [J]. 植物生态学报, 2001, 47(3): 283−290.
Gao X M, Ma K P, Chen L Z. Species diversity of some deciduous broad-leaved forests in the warm-temperate zone and its relations to community stability [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2001, 47(3): 283−290.

[29] 周树平. 柚木人工林林下植被多样性和土壤理化性质的研究 [D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2017.
Zhou S P. Study on understory vegetation diversity and soil physical-chemicalproperties of teak (*Tectona grandis* L. f) plantation [D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2017.

[30] 杨秋菊. 不同地形老龄杉木人工林材种结构、土壤特性及林下植被多样性分析 [D]. 福州: 福建农林大学, 2019.
Yang Q J. Analysis of timber assortment structure, soil properties and undergrowthvegetation diversity of old Chinese fir plantations in different terrain[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2019.

[31] 于航, 冯天骄, 卫伟, 等. 晋西黄土区土壤理化特征对长期植被恢复的响应 [J]. 生态学报, 2024, 44(7): 2873−2885.
Yu H, Feng T J, Wei W, et al. Response of soil physicochemical characteristics to long-term vegetation restoration in loess region of western Shanxi Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(7): 2873−2885.

[32] 胡亚伟, 施政乐, 刘畅, 等. 晋西黄土区刺槐林密度对林下植物多样性及土壤理化性质的影响 [J]. 生态学杂志, 2023, 42(9): 2072−2080.
Hu Y W, Shi Z L, Liu C, et al. Effects of stand densities on understory vegetation diversity and soil physicochemical properties of *Robinia pseudoacacia* forest in loess region of western Shanxi Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2023, 42(9): 2072−2080.

[33] 贾亚运, 周丽丽, 吴鹏飞, 等. 不同发育阶段杉木人工林林下植被的多样性 [J]. 森林与环境学报, 2016, 36(1): 36−41.
Jia Y Y, Zhou L L, Wu P F, et al. Characterization of understory community of *Cunninghamia lanceolata* plantations at different developmental stages[J]. Journal of Forest and Environment, 2016, 36(1): 36−41.

[34] 程凤刚. 林分密度对白桦人工林林分生长及林下植物多样性的影响 [J]. 林业勘查设计, 2017, 46(2): 92−93.
Cheng F G. The effects of stand density on forest growth and plant diversity of *Betula platyphylla* Suk. plantation[J]. Forest Investigation Design, 2017, 46(2): 92−93.

[35] Zhao Y, Li M, Deng J Y, et al. Afforestation affects soil seed

banks by altering soil properties and understory plants on the eastern Loess Plateau, China[J]. Ecological Indicators, 2021, 21(126): 26−31.

[36] 吕小娜. 山西省耕地土壤养分分析: 评《土壤农化分析 (第三版)》[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(10): 145.
Lü X N. Soil nutrient analysis of cultivated land in Shanxi Province: comment on *Soil Agrochemical Analysis* (3rd ed.)[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2021, 40(10): 145.

[37] Zhao F Z, Kang D, Han X H, et al. Soil stoichiometry and carbon storage in long-term afforestation soil affected by understory vegetation diversity[J]. Ecological Engineering, 2015, 24(74): 415−422.

[38] 胡尔查, 王铮, 李梓豪, 等. 毛乌素沙地不同林龄樟子松人工林林下植物多样性和生物量的动态变化 [J]. 生态学杂志, 2024, 43(11): 3246−3254.
Hu E C, Wang Z, Li Z H, et al. Dynamic of understory plant diversity and biomass of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantations with different ages in Mu Us Sandy Land[J]. Chinese Journal of Ecology, 2024, 43(11): 3246−3254.

[39] 刘俊廷. 晋西黄土区恢复年限对林下植被多样性及土壤理化性质的影响 [D]. 北京: 北京林业大学, 2020.
Liu J T. The effect of vegetation recovery on the diversity of under growth vegetation and the physical and chemical properties of soil in the Loess Plateau of western Shanxi Province [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2020.

[40] 曹丰丰, 刘瑞雪, 黄国柱, 等. 短期氮添加对祁连山亚高山草地生产力及植物多样性的影响 [J]. 生态学报, 2021, 41(12): 5034−5044.
Cao F F, Liu R X, Huang G Z, et al. Effect of short-term nitrogen addition on productivity and plant diversity of subalpine grassland in Qilian Mountains[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(12): 5034−5044.

[41] 张世虎, 张悦, 马晓玉, 等. 大气氮沉降影响草地植物物种多样性机制研究综述 [J]. 生态学报, 2022, 42(4): 1252−1261.
Zhang S H, Zhang Y, Ma X Y, et al. Mechanisms underlying loss of plant biodiversity by atmospheric nitrogen deposition in grasslands[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(4): 1252−1261.

[42] 李聪, 陆梅, 任玉连, 等. 文山典型亚热带森林土壤氮组分的海拔分布及其影响因子 [J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(12): 63−73.
Li C, Lu M, Ren Y L, et al. Distribution of soil nitrogen components of Wenshan typical subtropical forests along an altitude gradient and its influencing factors in Yunnan Province of southwestern China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2020, 42(12): 63−73.

[43] 胡延辰, 张晓林, 韩晓义, 等. 蒙古栎辽东栎次生林的生长更新与林下植被多样性对林分密度的响应 [J]. 应用生态学报, 2022, 33(3): 727−732.
Hu Y C, Zhang X L, Han X Y, et al. Responses of stand growth, regeneration, and understory species diversity in *Quercus mongolica* secondary forest to stand density[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(3): 727−732.

[44] 王依瑞, 王彦辉, 段文标, 等. 黄土高原刺槐人工林郁闭度对林下植物多样性特征的影响 [J]. 应用生态学报, 2023, 34(2): 305−314.
Wang Y R, Wang Y H, Duan W B, et al. Effects of canopy density on understory plant diversity in *Robinia pseudoacacia* plantations on the Loess Plateau of China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2023, 34(2): 305−314.

（责任编辑 孟 瑶 李 契
责任编委 臧润国）