山西大学学报(自然科学版)49(4):669-682,2026
Journal of Shanxi University(Nat. Sci. Ed.)

DOI:10.13451/j.sxu.ns.2026034

山西右玉风沙区人工植被的土壤质量评价

王红婵[1],马学文[2],王丽[2*],李华[2*]
(1.山西大学 马克思主义学院,山西 太原 030006;
2.山西大学 环境与资源学院,山西 太原 030006)

摘 要:为了探究人工植被种植对风沙区土壤修复效应的影响,本文选取了黄河"几字弯"攻坚战中的重点区域——右玉县作为研究区域,以不同种植年限的小叶杨林、落叶松林、油松林、樟子松林和小叶杨-沙棘混交林土壤为研究对象,分析了各土壤的综合肥力和重金属污染特征,并采用基于最小数据集的主成分分析法对土壤质量进行综合评价。结果表明,右玉风沙区土壤肥力的限制因素有土壤有机质、全氮、有效氮和有效磷。植被恢复后土壤质量明显提高,小叶杨林土壤质量指数最低,小叶杨-沙棘混交后仅能略微提高土壤的有机质、全氮和含水率,油松林、樟子松林和落叶松林土壤质量指数较高,其中油松林和樟子松林土壤恢复后有益指标增加、有害指标降低,而落叶松林则两者同时升高。这一研究结果可为该区域及同类风沙区生态保护修复提供数据支持和理论依据。

关键词:黄河流域;三北防护林;生态修复;沙地造林
中图分类号:S154.1 **文献标志码**:A **文章编号**:0253-2395(2026)04-0669-14

Soil Quality Evaluation After the Restoration with Different Artificial Vegetation in the Sandy Area of Youyu County, Shanxi

Wang Hongchan[1], Ma Xuewen[2], Wang Li[2*], Li Hua[2*]
(1. *School of Marxism, Shanxi University, Taiyuan* 030006*, China;*
2. *School of Environmental Science & Resource, Shanxi University, Taiyuan* 030006*, China*)

Abstract: This paper examines the effect of artificial vegetation on soil restoration in windy and sandy area, with Youyu County selected as a key region at the "Jiziwan" along the Yellow River. The comprehensive fertility and the contents of heavy metals of the soils having different artificial vegetation (*Populus simonii*, *Larix gmelinii*, *Pinus tabuliformis*, *Pinus sylvestris var. mongholica*, and *Populus simonii-Hippophae rhamnoides* mixed forest) at different restoration years were analyzed, with the soils from the bare land and natural grassland as references. The principal component analysis (PCA) based on the minimum data set is applied for the comprehensive evaluation of soil quality, and the results indicate that soil organic matter, total nitrogen, available nitrogen, and available phosphorus are the main limiting factors of soil fertility. The soil quality has significantly improved after the restoration with artificial vegetation. The soil with broad-leaved *Populus simonii* has the lowest soil quality indicators, and the mixed vegetation of *Populus simonii-Hippophae rhamnoides* only slightly increases the soil organic matter, total nitrogen, and moisture content. The soil quality is largely improved with the vegetation of *Pinus tabuliformis*, *Pinus sylvestris var. mongholica*, and *Larix gmelinii*, of which the beneficial indicators increase and the detrimental indicators decrease after the restoration with *Pinus tabuliformis* and *Pinus sylvestris var. mongholica*. The restoration with *Larix gmelinii* increases the beneficial indicators, but also the detrimental indicators. This study can provide a guidance for the ecological restoration in this region and similar aeolian sandy regions.

收稿日期:2026-03-30;**修回日期**:2026-06-12
基金项目:山西省科技厅研究专项(202104031402045)
作者简介:王红婵(1972-),女,山西临猗人,硕士,讲师,研究方向为生态文明理论与实践。E-mail:feieryan@sxu.edu.cn
* **通信作者**:王丽(Wang Li),E-mail:wangli@sxu.edu.cn;李华(LI Hua),E-mail:lihua@sxu.edu.cn
引文格式:王红婵,马学文,王丽,等.山西右玉风沙区人工植被的土壤质量评价[J].山西大学学报(自然科学版),2026,49(4):669-682. DOI:10.13451/j.sxu.ns.2026034.

Key words: Yellow River Basin; Three-North Shelterbelt Project; ecological restoration; afforestation in sandy land

0 引言

黄河流域生态保护和高质量发展是重大国家战略。山西是京津冀的水源涵养地,是拱卫黄河流域生态安全的重要屏障,同时也是黄河流域生态最为脆弱的地区之一。人工林的种植能够有效改善生态系统[1],不仅可以控制风沙,还可以重建生态平衡和缓解土壤退化[2-3]。土壤作为衡量退化生态系统生态功能恢复和维持的关键指标之一[4],有必要对长期种植不同树种的土壤质量进行评价[5-6]。2016年以来,研究者对我国北方风沙区不同区域植被恢复后的土壤质量进行了评价。Feng等[7]对比了甘肃黄土高原自然和人工植被恢复在植被特征、土壤性质及二者耦合协调关系方面的差异,结果表明人工植被恢复在土壤肥力、植被覆盖等方面优于自然植被。Gao等[8]对陕北防护林地区油松、刺槐和柠条对土壤肥力的影响进行了研究,结果表明人工植被能有效提高沙化土壤的肥力。Li等[9]通过主成分分析法,评价了油松、侧柏等六种人工植被对北京山区土壤质量的影响,结果表明植被类型是影响土壤质量的重要因素。Li等[10]研究了油蒿、柠条和中间锦鸡儿对青海高寒沙地土壤质量的影响,结果表明中间锦鸡儿是该地区土壤改良的最佳选择。Lyu等[11]研究了草地、自然林地和沙柳对宁夏毛乌素沙地土壤质量的影响,结果表明草地更适合该区域的生态恢复。这些研究证实了人工植被在土壤改良和生态修复中的作用,然而针对山西右玉风沙区不同人工植被的土壤质量对比评价研究仍比较薄弱,各类植被的土壤改良成效尚不明确。因此,对本区人工植被的土壤质量进行综合评价,筛选适宜右玉风沙条件的优良植被类型,是区域生态保护与修复的现实所需。

“十五五”时期是打好黄河“几字弯”攻坚战,推进新时代“三北”工程高质量发展的关键时期。右玉县作为黄河“几字弯”攻坚战中的重点区域,经过70多年的人工林建设,林木覆盖率由新中国成立初期的不足0.3%提高到目前的57%,90%的沙化土地得到有效治理。右玉创造了黄土高原高寒地带生态奇迹,荒漠化防治及水土流失治理成效显著[12],但仍然存在着树种选择不当等因素导致的大面积林分退化问题[13]。打好黄河“几字弯”攻坚战,整体提升生态系统质量和稳定性,树种的选择尤为重要[14]。右玉人工林中不仅有种植历史悠久的小叶杨林和油松林,也有抗逆性较强的替代树种樟子松林、落叶松林以及小叶杨-沙棘混交林等。不同植被类型长期恢复条件下,对土壤养分含量的影响存在显著差异[15]。

探究人工植被对土壤质量的影响作用,定量分析不同植被恢复模式下土壤质量的主要影响因子,是风沙区生态修复急待解决的科学问题。本研究聚焦右玉风沙区不同人工植被对沙化土壤理化性质的影响,选取右玉地区广泛种植的小叶杨林(*Populus simonii Carrière*,PC)、落叶松林(*Larix gmelinii*,LG)、油松林(*Pinus tabuliformis*,PT)、樟子松林(*Pinus sylvestris var. mongholica*,PM)、小叶杨-沙棘(*Populus simonii-Hippophae rhamnoides*,PC-HE)混交林等人工种植林地,并与自然恢复的草地(*Grass land*,GL)和未种植的裸地(*Unvegetated bare lands*,BL)进行对比,基于14个样地的实测数据,采用基于最小数据集的主成分分析法对土壤质量进行综合评价,探究不同人工植被恢复模式下土壤质量的关键影响因子,以期为该区域筛选最优植被恢复模式及风沙区生态恢复的树种选择提供科学依据。

1 研究地区与方法

1.1 研究区概况

研究区位于山西省朔州市右玉县松涛园内(40°01′ N,112°27′ E),海拔1 510 m(右玉县平均海拔1 425 m)。右玉地处温带,半干旱季风气候,年平均气温为4.2 ℃,1月均温-11 ℃~-15 ℃,7月均温19 ℃~20 ℃,年均降水量为410 mm,年均日照时间2 915 h,无霜期104 d[16]。属于典型的缓坡丘陵地貌,土壤类型主要是栗钙土[17]。原生植被在群系水平上以本氏针茅(*Stipa bungeana*)、百里

香(*Thymus mongolicus*)、白莲蒿(*Artemisia sacrorum*)群系为核心,搭配柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii*)、中国沙棘等灌丛群系,局部分布赖草(*Leymus secalinus*)及碱蒿-碱茅群系,无天然乔木群系,现有松林等均为人工营造。土壤受风蚀作用影响显著,沙化土壤质地松散、保水保肥能力弱,是半干旱风沙区土壤退化与植被修复的典型研究区域。

1.2 植物样地选择与土壤采样

右玉风沙区人工植被恢复早期种植的多为小叶杨,20世纪80年代引进落叶松、油松和樟子松,开展乔灌立体混种,如小叶杨与沙棘混种。右玉松涛园是从20世纪70年代末开始,持续义务植树种植而成。2020年9月,在右玉县松涛园内选择了12个不同恢复年限的人工林样地,包括油松林(8 a, 15 a, 25 a, >30 a)、樟子松林(6 a, 15 a, 30 a, >40 a)、落叶松林(15 a, 25 a)、小叶杨林(>40 a)、小叶杨-沙棘混交林(>40 a),同时选取2个对照样地(裸地及自然恢复>40 a的草地)作为参照。每个样地采用五点采样法,采集0~20 cm表层土壤,每个样地3次重复,共计42个土样,分别装入自封袋带回实验室进行分析。

土壤理化性质分析根据通用的标准方法[18],其中土壤的含水率(Soil Water Content, SWC)采用烘干法测定,pH采用玻璃电极法,有机质含量(Soil Organic Matter, SOM)采用重铬酸钾滴定法,全盐量(Soil Salt Content, SSC)采用电导法,速效氮含量(Available Nitrogen, AvN)采用NaOH碱解法,速效磷含量(Available Phosphorus, AvP)采用$NaHCO_3$浸提-钼锑抗比色法,速效钾含量(Available Potassium, AvK)采用火焰光度计法,全氮含量(Total Nitrogen, TN)采用凯氏定氮法,全磷含量(Total Phosphorus, TP)采用NaOH碱溶-钼锑抗比色法,全钾含量(Total Potassium, TK)采用NaOH熔融法,铅(Pb)、镉(Cd)、铬(Cr)含量采用王水提取-电感耦合等离子体质谱法,砷(As)、汞(Hg)含量采用原子荧光法。

1.3 土壤肥力评价方法

参照全国第二次土壤普查养分分级标准[19],对14个样地的pH, SOM, TN, TP, TK, AvN, AvP和AvK共8个肥力指标进行单项指标评价。

土壤肥力综合评价采用改进的内梅罗指数法[20]:

$$F=\sqrt{\frac{(F_{\text{iavg}})^2+(F_{\text{imin}})^2}{2}}\times\left(\frac{n-1}{n}\right), \quad (1)$$

其中F为土壤综合肥力指数,F_{iavg}为各分肥力指数的平均值,F_{imin}为各分肥力指数的最小值,n为参与评价的指标数量。

计算各分肥力指数F_i时,为消除量纲差别,进行标准化处理,公式如下[21]:

$$F_i=\begin{cases}c_i/x_a, & (c_i\leqslant x_a)\\ 1+(c_i-x_a)/(x_c-x_a), & (x_a<c_i\leqslant x_c)\\ 2+(c_i-x_c)/(x_p-x_c), & (x_c<c_i\leqslant x_p)\\ 3, & (c_i>x_p)\end{cases}, \quad (2)$$

其中F_i是分肥力指数,c_i是该指标的测定值,x_a, x_c, x_p是该指标的分级标准,参照全国第二次土壤普查中的土壤各属性分级标准。

1.4 土壤重金属污染评价方法

土壤重金属污染评价采用地累积指数法[22-23],公式为:

$$I_{\text{geo}}=\log_2\left[\frac{c_n}{1.5\times B_n}\right], \quad (3)$$

其中c_n是重金属n在土壤中的含量,B_n是重金属n的地球化学背景值(按照山西省背景值计算[24], Pb, Cd, Cr, As, Hg背景值分别为14.7、0.102、55.3、9.1、0.023 mg/kg)。地累积指数分级参考Muller指数分级[25]。

1.5 基于最小数据集的土壤质量评价方法

由于不同恢复年限、不同植被类型对土壤理化性质和重金属污染的影响不同,单一指标无法准确评估植被恢复对土壤质量的影响[26]。为合理评估土壤质量,需对各项指标进行综合量化,基于最小数据集的主成分分析法(Principal Component Analysis, PCA)是常用的一种方法[27]。本研究将测定的15个土壤属性(包括pH, SOM, SSC, SWC, TN, TP, TK, AvN, AvP, AvK, Pb, Cd, Cr, As, Hg)作为评价指标,对14个样地的土壤质量进行评价,评价方法采用结合Norm值法的最小数据集法(Minimum Data Set, MDS)[28]。具体方法如下:

① Norm值的计算:将15个土壤属性指标

进行标准化处理,用SPSS22.0进行PCA分析,然后计算Norm值,计算公式:

$$N_{ik}=\sqrt{\sum_{i=1}^{k}(U_{ik}^{2}\cdot\lambda_{k})}\ , \tag{4}$$

其中N_{ik}是第i个变量在特征值≥1的前k个主成分上的综合荷载值,U_{ik}是第i个变量在第k个主成分上的荷载值,λ_k是第k个主成分的特征值。

② 分组:选取特征值≥1且载荷≥0.5的指标分为一组,如果同一指标存在多个主成分的载荷均大于0.5,则进行指标的相关性分析,该指标归入与其他指标相关性低的一组。

③ MDS指标确定:选取每组内最大Norm值的10%范围内的指标,如果每组存在多个指标,则根据指标间的相关性,将显著相关的($r>0.5$)指标选择Norm值高的进入MDS,如果指标间相关性较低($r<0.5$),则所有指标都保留。

④ MDS指标标准化处理:为避免土壤指标不同量纲和数量级的影响,采用标准评分函数将MDS中的指标归一化为0~1的数值。

$$S_i=\begin{cases}0, & (x<L)\\ (x-L)/(U-L), & (L\leqslant x\leqslant U)\\ 1, & (x>U)\end{cases}, \tag{5}$$

$$S_i=\begin{cases}x/L1, & (L1\leqslant x<L)\\ 1, & (L\leqslant x\leqslant U)\\ (U1-x)/(U-U1), & (U<x\leqslant U1)\\ 0, & (x>U1, x<L1)\end{cases}, \tag{6}$$

$$S_i=\begin{cases}1, & (x<L)\\ (U-x)/(U-L), & (L\leqslant x\leqslant U)\\ 0, & (x>U)\end{cases}, \tag{7}$$

其中x为土壤MDS指标的测定值,S_i为指标归一化后的数值,L和U分别为该土壤指标最优值的下限值和上限值,$L1$和$U1$是该土壤指标的下限值和上限值。公式(5)适用于有机质、氮磷钾等有益指标,公式(6)适用于pH,公式(7)适用于全盐量和重金属等有害指标。

⑤ 土壤质量指数的计算:土壤质量指数SQI的计算公式[29]:

$$\mathrm{SQI}=\sum_{i-1}^{n}S_iW_i\ , \tag{8}$$

其中n是指标数量,W_i是指标的权重,等于各指标的公因子方差占总方差之和的比例,S_i是上部分计算的各指标的非线性得分。

1.6 数据处理

采用SPSS22.0进行方差分析、PCA和Person相关性检验。

2 结果与讨论

2.1 土壤肥力特征与评价

2.1.1 土壤肥力特征

14个样地土壤肥力特征的相关指标分析结果如表1所示,土壤的平均pH值(8.05)低于山西土壤背景pH值(8.42)。SOM,TN和AvK的平均含量略高于山西土壤背景值,分别为背景值的1.15、1.34和1.12倍。AvN平均含量明显高于背景值,达到了背景值的2.82倍。TP和TK含量低于背景值,仅为背景值的71%和62%。研究区土壤AvP平均含量明显低于背景值,仅为背景值的5%。pH和TK的变异系数最低,均小于10%,属于弱变异指标。其余指标的变异系数在14.56%~85.89%之间,属于中等变异指标,其中AvN和AvP变异系数最高,分别达到83.16%和85.89%。

表1 土壤肥力特征(14个样地)

Table 1 The soil fertility indicators of 14 plots

Statistical indicators	pH	SOM/(g·kg^{-1})	TN/(g·kg^{-1})	TP/(g·kg^{-1})	TK/(g·kg^{-1})	AvN/(mg·kg^{-1})	AvP/(mg·kg^{-1})	AvK/(mg·kg^{-1})
Min	7.27	5.60	0.43	0.14	12.50	21.00	0.34	58.00
Max	8.60	36.90	1.90	0.50	15.60	588.00	4.41	398.00
Mean	8.05	19.82	1.07	0.43	14.21	173.52	0.99	167.64
SD	0.35	7.64	0.38	0.06	0.80	144.31	0.85	88.80
BV	8.42	17.20	0.80	0.61	23.03	61.50	21.40	150.20
CV	4.29%	38.56%	35.32%	14.56%	5.66%	83.16%	85.89%	52.97%

注:Min:最小值,Max:最大值,Mean:平均值,SD:标准差,CV:变异系数,BV:山西省背景值[30]。

2.1.2 土壤肥力单项评价

参照全国第二次土壤普查养分分级标准对14个样地进行单项指标评价,结果如表2所示。未种植任何植物的裸地SOM,TN,AvN,AvP都属于极差,而TP,TK和AvK属于中等。种植人工林或天然草地后,TP,TK和AvP改善不明显。土壤AvN改善最为显著,13个种植植被后的土壤中有7个达到了极丰富,最差的也达到了中等水平。SOM、TN有50%从极差达到了相对丰富,其余介于两者中间。同样有50%的土壤AvK水平从中等达到了丰富以上。

表2 土壤肥力单项指标评价(14个样地)

Table 2 Evaluation of the single indicator for the soil fertility of 14 plots

Type	Years	SOM	TN	TP	TK	AvN	AvP	AvK
BL	0 a	6	6	4	4	6	6	4
GL	>40 a	2	4	4	4	1	6	3
PT	8 a	3	3	4	4	2	6	2
	15 a	4	5	4	4	3	6	3
	25 a	3	3	4	4	2	6	3
	>30 a	3	3	4	4	1	6	2
PM	6a	5	5	4	4	2	6	4
	15 a	4	4	5	4	1	6	3
	30 a	4	4	4	4	1	6	2
	>40 a	4	3	4	4	1	6	3
LG	15 a	3	2	4	3	1	6	1
	25 a	3	3	4	4	1	5	3
PC	>40 a	4	3	4	4	4	6	1
PC-HE	>40 a	3	2	4	3	4	6	1

注:本研究采用等级赋值法进行单项土壤肥力评价,表中数据为肥力评分值。

2.1.3 土壤综合肥力评价

14个样地的土壤综合肥力评价结果如表3所示。裸地肥力最低,其主要限制因素是SOM, TN, AvN和AvP。种植人工林或天然草地后,土壤综合肥力都有提升,主要原因是SOM, TN和AvN含量提升,而AvP一直都是限制因素。油松林土壤F值在8 a时已经较裸地有了明显提升,但在15 a时下降后又逐步升高,原因在于SOM, TN, AvN呈现出与之相同的趋势。樟子松林土壤F值在30 a前随恢复年限增加而逐步升高,>40 a后略有下降。落叶松林在恢复25 a时较15 a时土壤综合肥力指数F值略有升高。不同植被进行对比可以看出,恢复年限15 a时,F从高到低为LG>PM>PT,当恢复年限>40 a时,F从高到低为PC-HE>GL>PM>PC。综合来看,不同植被土壤综合肥力指数F从高到低依次为LG>PC-HE>PT>GL>PM>PC>BL。

2.1.4 植被恢复对土壤理化性质的影响

植被恢复能够显著改善土壤理化性质,这与前人研究结果一致[9,31]。首先是有效降低土壤的pH值,原因在于植被种植改变了土壤阳离子和氢离子之间的平衡导致土壤pH中和[32-33]。裸地时土壤pH值平均为8.53,植被恢复后土壤pH值变化为−0.10~−1.21,平均变化值为−0.52,高于全球平均值(−0.30)[34]。为了分析植被恢复前后其余土壤指标的变化情况,分别计算各指标的变化率为:

$$\eta=\frac{(C_i-C_0)}{C_0}\times 100\,\%, \tag{9}$$

其中η为土壤指标相对变化率(%),C_i是植被恢复后土壤各指标的含量,C_0是裸地土壤指标的含量。

植被恢复对土壤理化性质的影响如图1所示,影响最大的是SOM和氮,SOM较裸地增长53.25%~447.93%,平均增长271.14%,TN和AvN平均增长了146.77%和650.23%,AvN最高涨幅达到1 490.28%。这主要是由于植被凋落物和根系的SOM输入、土壤侵蚀的减少等造成干旱区土壤的碳氮储量增加[35]。植被恢复对土壤TK的影响不显著,但对AvK的影响较明显,这与相关研究结果一致[36]。除樟子松林(6 a)的AvK含量降低19.91%外,其余植被的AvK增幅在64.60%~412.39%之间。总体来看,植被恢复土壤的氮和钾都有不同程度增长,但TP和AvP都有不同程度降低,除落叶松林(25 a)土壤AvP大幅增加外,土壤TP和AvP平均降低11.21%和35.15%。植被恢复后SWC多数增长,平均增长30.85%,而植被恢复的SSC与裸地相比无明显规律。

2.2 土壤重金属特征与污染评价

2.2.1 土壤重金属特征

14个样地的土壤重金属指标评价结果如表4所示。Pb, Cd, Cr, AS, Hg平均含量分别为14.55、0.131、53.29、11.31和0.019 mg/kg。Pb, Cr与山西背景值非常接近,Cd和As的平均值

略高(分别为背景值的1.31和1.24倍),Hg略低于背景值(仅为背景值的82.60%)。五种重金属的变异系数均为中等,其中As最低为13.84%,Cd最高为66.76%。

表3 土壤综合肥力评价(14个样地)

Table 3 Evaluation of the comprehensive indicator for the soil fertility of 14 plots

Type	Years	pH	SOM	TN	TP	TK	AvN	AvP	AvK	*F*
BL	0 a	1.53	0.56	0.61	1.42	1.59	0.40	0.23	1.51	0.62
GL	>40 a	1.17	3.00	1.18	1.19	1.52	3.00	0.08	2.04	1.02
PT	8 a	1.27	2.14	1.46	1.36	1.60	2.41	0.14	2.56	1.00
	15 a	1.28	1.40	1.13	1.17	1.62	1.74	0.14	2.24	0.83
	25 a	1.09	2.17	1.43	1.35	1.64	2.12	0.15	2.48	0.96
	>30 a	2.67	2.32	1.48	1.06	1.62	3.00	0.18	2.71	1.17
PM	6 a	1.42	0.86	0.86	1.09	1.63	2.17	0.09	1.21	0.72
	15 a	1.25	1.48	0.98	0.70	1.59	3.00	0.15	2.39	0.90
	30 a	1.15	1.77	1.22	1.02	1.56	3.00	0.19	2.65	0.98
	>40 a	1.03	1.86	1.37	1.05	1.55	3.00	0.16	2.36	0.96
LG	15 a	2.67	2.62	2.41	1.16	1.67	2.56	0.18	3.00	1.26
	25 a	2.31	2.80	1.94	1.34	1.66	3.00	0.77	2.38	1.34
PC	>40 a	1.02	1.89	1.67	1.37	1.66	1.14	0.18	3.00	0.93
PC-HE	>40 a	2.80	2.78	2.56	1.35	1.67	1.27	0.15	3.00	1.21

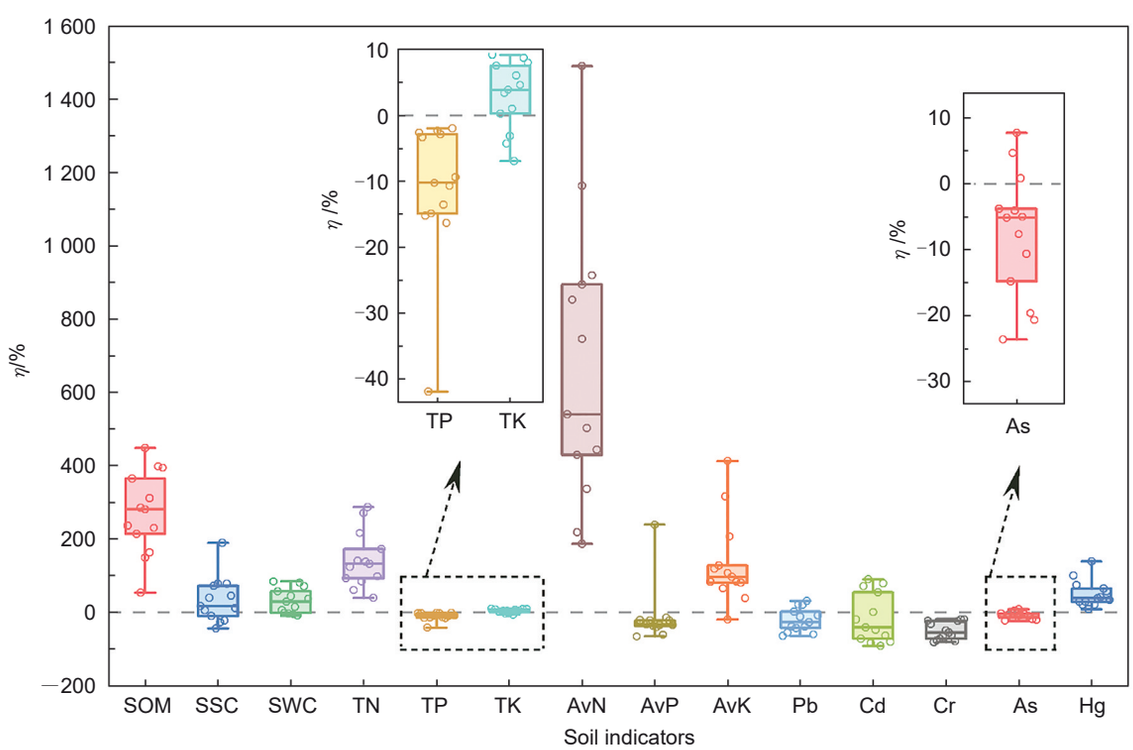


图1 植被恢复对土壤性质的影响

Fig. 1 The effect of vegetation restoration on the soil properties. The line in each box represents the mean.

2.2.2 地累积指数评价

恢复土壤重金属地累积指数评价结果如图2所示。所有土壤样品五种重金属的I_{geo}平均值都小于0,说明污染风险较小。从不同植被的地累积指数评价结果看,所有植被土壤As和Hg的I_{geo}值都为0,说明土壤As和Hg为未污染。除裸地土壤的Cr,小叶杨林和小叶杨-沙棘林土壤的Pb和Cd,落叶杨林(15 a, 25 a)土壤的Cd为有污染到中度污染,其余土壤Pb, Cd, Cr的I_{geo}值都为0,说明均为未污染。总体

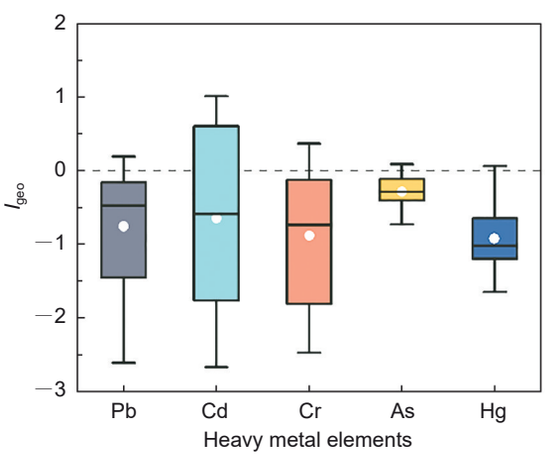
来看,重金属Cd变异系数最高,而且占总样品数28.57%的土壤Cd为未污染到中度污染,是所有土壤样品中污染最高的重金属。

表4 土壤重金属指标评价(14个样地)

Table 4 The indicators of soil heavy metals for 14 plots

单位:(mg·kg^{-1})

Statistical indicators	Pb	Cd	Cr	As	Hg
Min	3.61	0.024	14.90	8.21	0.011
Max	25.20	0.308	107.00	14.50	0.036
Mean	14.55	0.131	53.29	11.31	0.019
SD	6.26	0.095	28.07	1.570	0.006
BV	14.70	0.102	55.30	9.10	0.023
CV/%	43.00	66.76	52.66	13.84	32.01



注:箱体中白色圆点代表平均值,黑色横线代表中位数。

图2 恢复土壤重金属地累积指数图

Fig. 2 The cumulative soil quality indicators of heavy metals

2.2.3 植被恢复对土壤重金属的影响

数据分析结果显示,植被恢复后土壤重金属呈现出不同趋势,分别有69%、69%、100%和77%的土壤样品的Pb,Cd,Cr和As含量呈减少趋势,较裸地平均降低了21.47%、16.14%、51.04%和7.86%。土壤中Hg是唯一升高的重金属,较裸地增加了50.10%。重金属的来源一般包括天然的成土母质以及人为的灌溉水、肥料以及大气沉降。该区域的林地不存在灌溉水、肥料等输入,周边也不存在工业和农业污染。Pb,Cd,Cr,As不存在外源输入,仅是植被生长带走了土壤中的元素。因此,植被恢复后土壤中Pb,Cd,Cr,As含量降低。Hg是一种全球性的挥发性污染物[37],由于Hg的山地捕获效应(Mountain Trapping Effect)[38],导致土壤表层Hg含量增加。

2.2.4 不同植被恢复模式对土壤重金属的影响

对比恢复15 a时油松林、樟子松林和落叶松林各重金属指标可以发现,油松林和樟子松林的土壤Cr相差较大,后者是前者的0.7倍。落叶松林恢复15 a时,与油松(15 a)和樟子松(15 a)进行对比,Pb,Cd,Hg,Cr差异显著($P<0.05$),都是落叶松较高,其中Cd含量相差最大,是油松和樟子松平均含量的7.33倍。As差异均不显著($P>0.05$)。

对比不同恢复年限的油松林和樟子松林的土壤重金属变化情况可以看出,油松林土壤Hg含量8 a时明显增加至裸地的2.38倍,但是15 a又快速下降为裸地的1.08倍,此后缓慢增长。樟子松林与油松林类似,只是在初期变化没有油松林明显,仅为裸地的1.38倍。Pb,Cd则在恢复前15 a显著下降,15 a后变化不显著(除了油松林>30 a土壤中一个样品Cd含量较高)。随着恢复年限增加,Pb,Cd,Cr减少,Hg则相反,而As变化不显著($P>0.05$)。

2.3 **土壤质量综合评价**

2.3.1 最小数据集指标的选择

采用主成分分析法,评价植被恢复后的土壤质量,结果显示KMO检验系数为0.678,Bartlett球形度检验结果$P = 0.000 < 0.001$,表明研究数据适合采用主成分分析。土壤指标分析结果如表5所示。前五个主成分解释土壤肥力的能力较强,累计贡献率达到75.40%,说明最小数据集可以代替全数据集进行土壤质量评价。pH和Cr在第一和第二主成分中载荷均大于0.5,而这两个指标与第一主成分其余指标的相关性高于第二主成分的AvN,因此将pH和Cr纳入第二主成分。第一个主成分中SOM,TN,AvK,Pb,Cd,Hg具有更高的载荷值,其中Norm值最高的为Cd,Pb和TN的Norm值在Cd的10%范围内,但是Cd和Pb,TN显著相关。Cd是中国土壤最主要的重金属污染物[39],也是所有样地土壤重金属中变异系数和地累积指数最高的重金属,因此第一主成分中将Cd纳入MDS。同理,将第二主成分的pH,Cr,第三、四、五主成分中的AvP,SSC,TK纳入MDS。最终确定的土壤质量MDS包含Cd,pH,Cr,AvP,SSC,TK。

表5 土壤指标分析结果

Table 5 Results of factor analysis

Properties	Principal component					Norm	Groups	MDS
	1	2	3	4	5			
pH	−0.641	0.571	0.242	0.001	0.189	1.705	2	yes
SOM	0.583	−0.487	−0.106	0.156	0.439	1.580	1	
SSC	−0.135	0.008	−0.249	0.793	0.020	1.050	4	yes
SWC	−0.120	−0.078	0.783	0.028	−0.205	1.043	3	
TN	0.844	−0.357	0.162	0.195	0.068	1.998	1	
TP	0.432	0.373	−0.437	0.141	0.252	1.281		
TK	0.602	0.088	0.065	0.408	−0.593	1.581	5	yes
AvN	−0.237	−0.664	−0.050	−0.333	0.263	1.206	2	
AvP	0.379	−0.311	−0.600	−0.241	−0.454	1.345	3	yes
AvK	0.722	−0.100	0.309	0.251	0.147	1.715	1	
Pb	0.813	0.452	0.103	−0.151	0.163	1.967	1	
Cd	0.862	0.231	0.134	−0.229	−0.120	2.005	1	yes
Cr	0.638	0.612	−0.170	−0.244	0.148	1.737	2	yes
As	−0.478	0.176	−0.152	0.438	0.146	1.252		
Hg	0.536	−0.209	0.225	0.123	0.203	1.304	1	

注:Properties,土壤属性;Principal component,主成分;Norm,范数值;Groups,组别;MDS,最小数据集。yes表示该指标入选最小数据集,空白表示未入选。

2.3.2 土壤质量指数

将MDS指标Cd,pH,Cr,AvP,SSC,TK进行标准化处理,然后计算各土壤质量指数SQI,结果如表6所示。裸地的SQI最低0.469,但种植植被后都大于0.500,说明植被恢复可以提高土壤质量。从恢复年限来看,油松林、樟子松林和落叶松林都呈现出恢复年限越长SQI越高的趋势。从植被类型来看,小叶杨林(>40 a)的SQI最低,仅为0.505,小叶杨-沙棘混交林的SQI(0.543)虽略高于小叶杨林,但在相同恢复年限中仍低于草地(0.562)和樟子松林(0.657)。按照15 a恢复年限进行对比,SQI最高的是樟子松林,其次是油松林和落叶松林。但是恢复25 a时,落叶松林高于樟子松林(虽然没有25 a数据,但是按照趋势介于0.582~0.622之间),最低的是油松林。30 a时油松林的SQI不仅超过了樟子松林,甚至略高于40 a时的樟子松林。这说明恢复年限15 a前土壤质量提升速率较快的是樟子松林,而在25 a时落叶松林土壤质量最高,油松林在30 a后土壤质量最高(落叶松林缺乏30 a后的数据)。

2.3.3 植被类型对土壤理化性质的影响

不同植被恢复对土壤生态系统有不同的影响[40-41]。对比恢复15 a时油松林、樟子松林和落叶松林各项土壤指标,如图3所示。油松林和樟子松林的土壤各指标差异均不显著($P>0.05$),除AvN,TP,Cr相差较大(后者分别为前者的3.6、0.6、0.7倍)外,樟子松林的其余

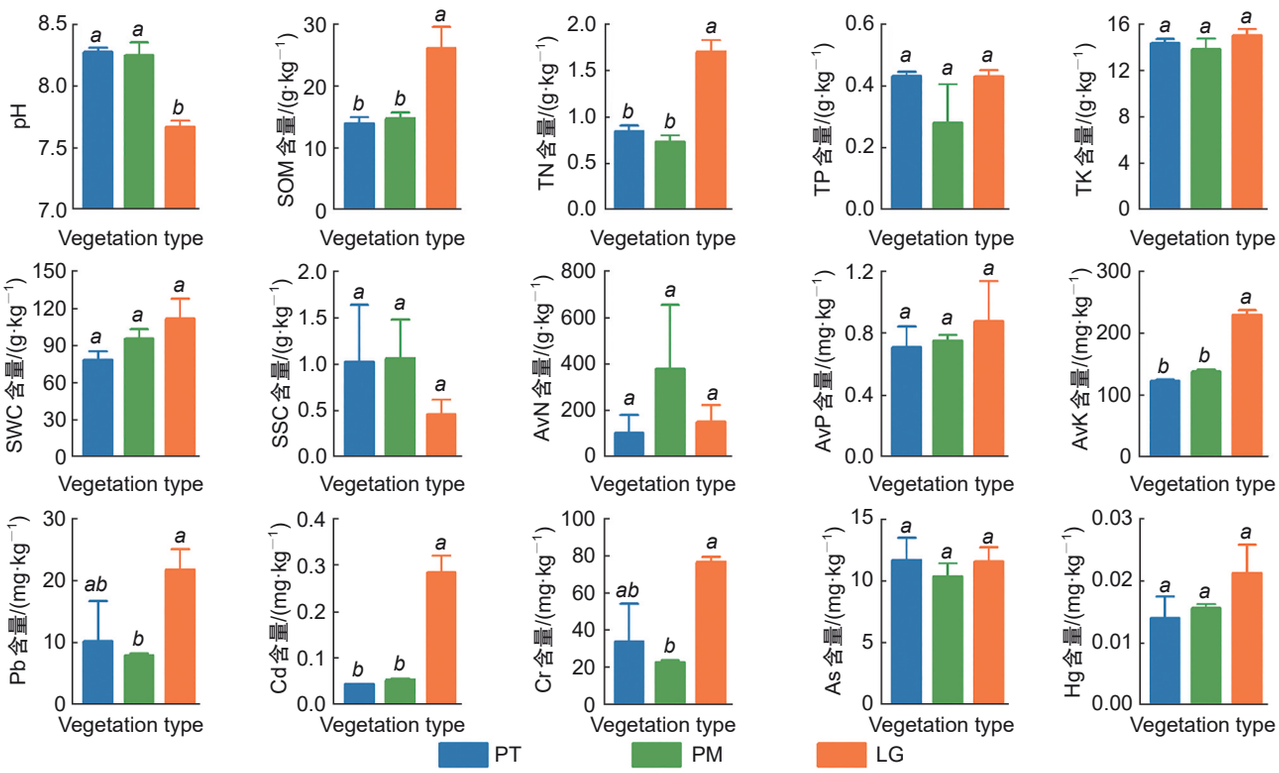
表6 土壤质量的综合评价结果及排名

Table 6 Comprehensive evaluation results and the ranking for the soil quality

Vegetation type	Recovery years	SQI	Ranking
BL	0 a	0.469	14
GL	> 40 a	0.562	9
PT	8 a	0.550	10
	15 a	0.570	7
	25 a	0.575	6
	> 30 a	0.662	1
PM	6 a	0.524	12
	15 a	0.582	5
	30 a	0.622	3
	> 40 a	0.657	2
LG	15 a	0.565	8
	25 a	0.616	4
PC	> 40 a	0.505	13
PC-HE	> 40 a	0.543	11

注:SQI为基于最小数据集的加权评价模型计算所得无量纲指数,数值越大表示土壤质量越好;排名按综合指数由高到低排序,1表示土壤质量最优。

指标均在油松林的±20%以内。因此,油松林恢复15 a时SQI(0.570)与樟子松林(0.582)接近。落叶松林恢复15 a时SQI(0.565)也与前二者非常接近,但是各理化指标差异显著(P<0.05)。主成分分析的第一组和第二组土壤指标中,落叶松与油松和樟子松进行对比,除AvN,Hg外其余指标(包括SOM,TN,AvK,Pb,Cd,pH,Cr)差异显著(P<0.05),土壤pH值(7.67)明显低于油松和樟子松(分别为8.28和8.25),其余指标均在油松和樟子松平均含量的1.43~2.69倍之间。主成分分析的其余指标(包括AvP,SSC,SWC,TK,TP,As)差异均不显著(P>0.05)。除了SWC相差较大(落叶松是油松和樟子松均值的44.44%)外,其余指标含量都相差较小。可见,落叶松SQI接近油松和樟子松的原因,是有益指标和有害指标都高于二者。这可能是由于它们在分类学上属于不同的属,虽然都属于松科,但是油松和樟子松同属于松科松属,而落叶松属于松科落叶松属。



注:不同小写字母表示不同树种间存在显著差异(P<0.05),相同字母或存在共同字母表示差异不显著。

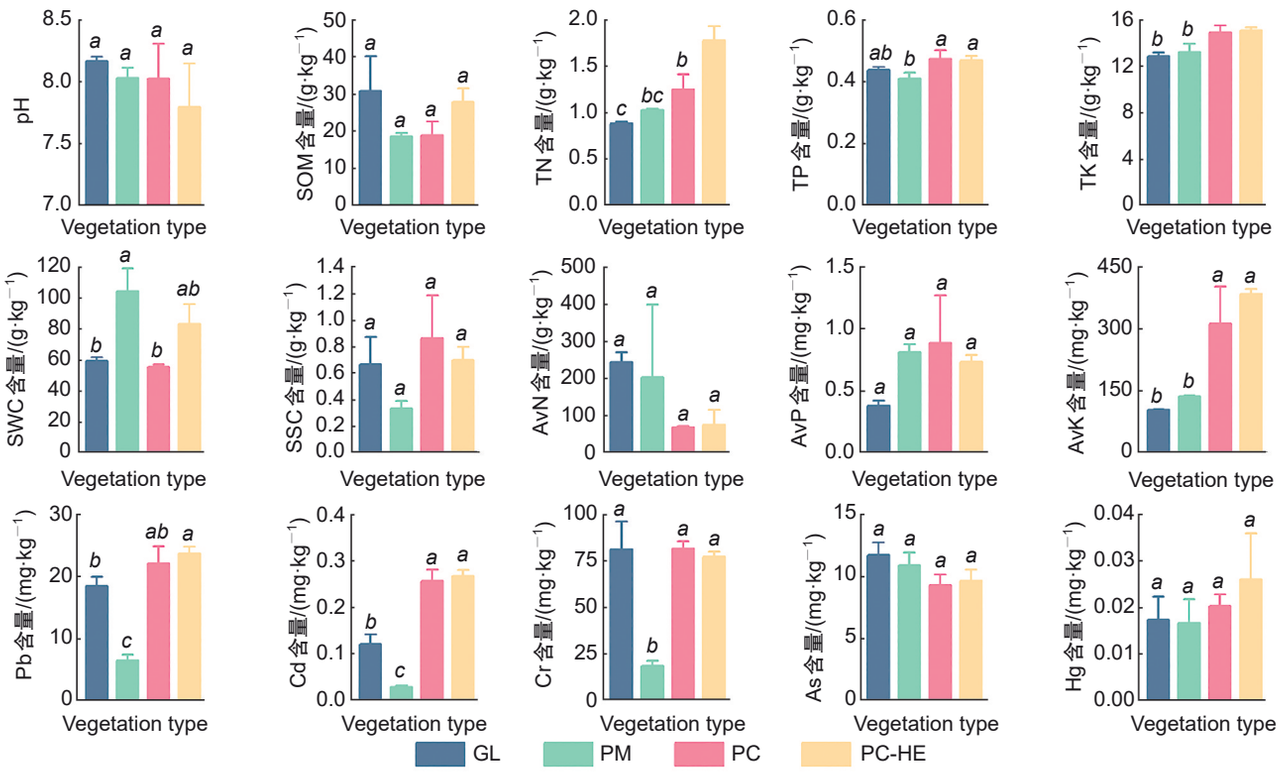
图3 恢复年限15 a时不同植被类型对土壤理化性质的影响

Fig. 3 Effect of different vegetation types on the soil physicochemical properties at 15 years' restoration

除了“三松”外,右玉地区大面积种植的还有自然草地、小叶杨林和小叶杨-沙棘混交林。对比恢复年限>40 a时不同植被类型对土壤理化性质的影响,结果如图4所示。恢复年限>40 a的小叶杨-沙棘林的SQI(0.543)略高于小叶杨林(0.505),二者除TN差异显著(P<0.05)外,其余指标差异均不显著(P>0.05)。小叶杨林的土壤SOM,TN和SWC略低于小叶杨-沙棘林,分别是后者的68%、70%和67%,其余指标与小叶杨-沙棘林接近(±25%内)。这说明混交林仅略微提高了土壤的SOM,TN和SWC,对其余肥力指标和重金属含量影响较小。

恢复年限>40 a的樟子松林的SQI(0.657)高于小叶杨林和小叶杨-沙棘混交林。肥力指标中,樟子松林的SOM,TN,AvK含量低于小叶杨林和小叶杨-沙棘混交林,分别是两者均值的80%、68%和39%,AvN和SWC则比较高,分别是两者均值的2.80倍和1.50倍。有害指标SSC,Pb,Cd,Cr,Hg的含量则比较低,分别是两者均值的43%、28%、11%、23%和

72%。其余指标pH，TP，TK，AvP，As差别不明显。草地恢复的SQI(0.562)高于小叶杨林和小叶杨-沙棘混交林，但是低于樟子松林(0.657)。天然草地的pH，SOM，AvN含量是最高的，但AvP和AvK含量明显低于其余三种人工植被，其他多数指标介于中间水平。



注：不同小写字母表示不同树种间存在显著差异($P<0.05$)，相同字母或存在共同字母表示差异不显著。

图4 恢复年限>40 a时不同植被类型对土壤理化性质的影响

Fig. 4 Effect of different vegetation types on the soil physicochemical properties at > 40 years' restoration

2.3.4 恢复年限对土壤理化性质的影响

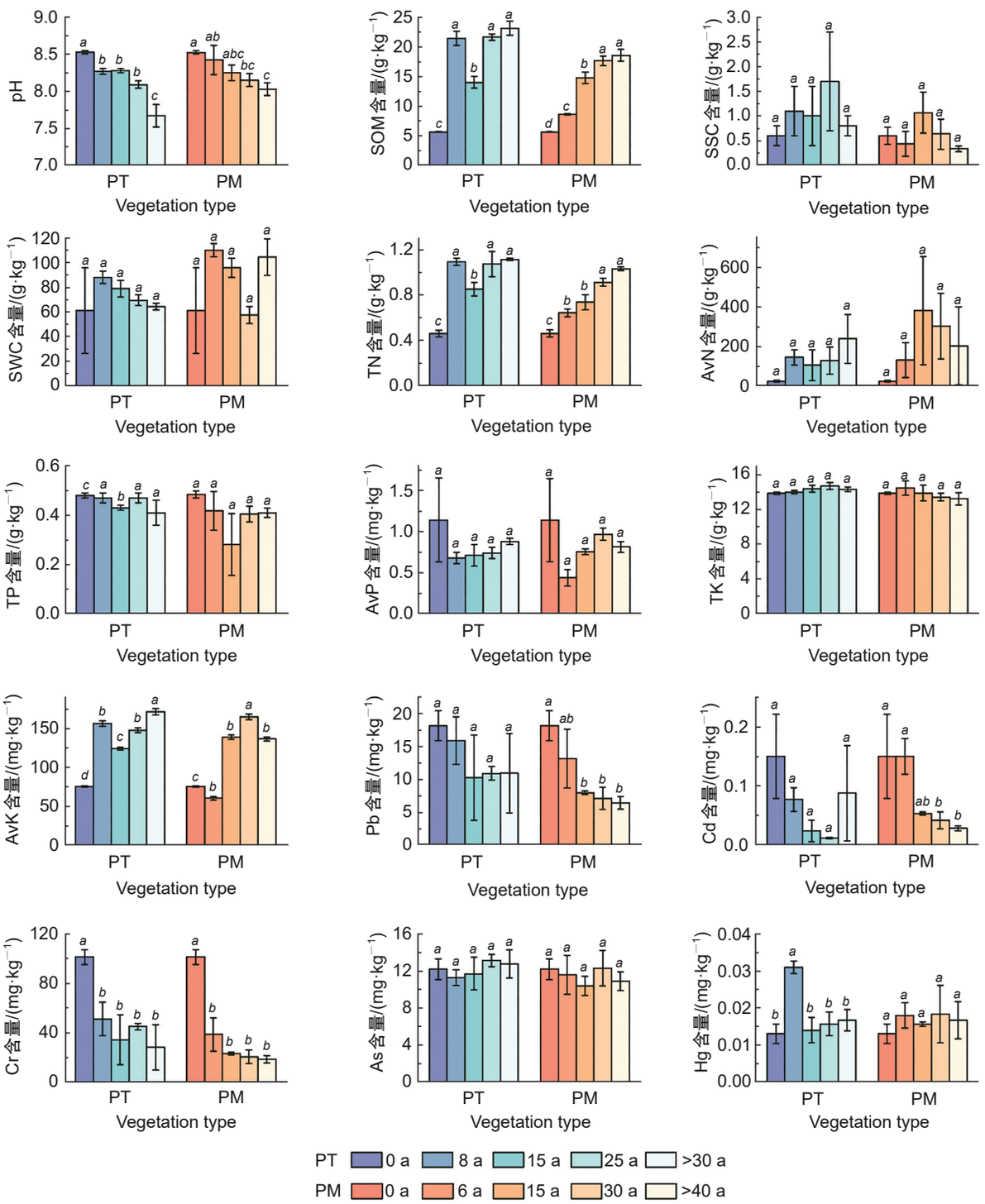
对比不同恢复年限的油松林(8 a，15 a，25 a，>30 a)和樟子松林(6 a，15 a，30 a，>40 a)的土壤理化性质变化情况，如图5所示。主成分分析第一组的SOM，TN和AvK都属于土壤重要的肥力指标。油松林在恢复初期SOM增长较快，8 a即达到裸地的3.81倍，15 a反而有所下降，25 a，>30 a与8 a差异不显著($P>0.05$)。樟子松林在恢复初期SOM增加则比较缓慢，6 a仅为裸地的1.5倍，15 a与油松林15 a接近，此后缓慢增长，但总体SOM含量低于油松林。TN，AvK总体趋势与SOM类似。

人工植被土壤pH值随着恢复年限的增加而逐渐降低。油松林在种植8a ~25 a土壤pH值变化不显著($P>0.05$)，但是25 a后显著下降($P<0.05$)，樟子松林的土壤pH值在0 a~40 a随年限增加逐渐降低。同属主成分分析第二组的Cr与pH的变化趋势相似，而AvN则基本相反，略有不同的是樟子松林的AvN在15 a达到最高，然后逐年下降。

土壤水分是限制土壤恢复的重要资源和重要的环境参数。油松林和樟子松林种植后SWC都有不同程度提升，分别在6 a，8 a时达到最高值，且樟子松林高于油松林，此后逐年下降，在30 a时达到最低，樟子松林在40 a时又较30 a时大幅增加。同属主成分分析第三组的AvP趋势与SWC刚好相反。土壤SSC，TK，TP，As的变化不显著($P>0.05$)，而且含量随着恢复年限变化不大，说明这些指标不受恢复年限的影响。

综上可见，随着恢复年限增加，油松林和樟子松林的土壤指标含量变化量、变化率有所区别，但总体趋势类似。pH随恢复年限增加而降低，SWC在前30 a都是先升高后逐渐降低。土壤质量的有益指标中SOM，TN，

AvK，AvN 都是随着恢复年限的增加而增长，AvP 则刚好相反，TN，TP 变化不显著（$P>0.05$）。有害指标中 Pb，Cd，Cr 随着恢复年限增加而减少，Hg 则相反，而 As 和 SSC 变化不显著（$P>0.05$）。随着恢复年限增加，多数有益指标含量增加，多数有害指标含量降低，这正是植被恢复的土壤质量得到改善的原因。



注：不同小写字母表示不同树种间存在显著差异（$P<0.05$），相同字母或存在共同字母表示差异不显著。

图5 不同恢复年限植被对土壤理化性质的影响

Fig. 5 Effect of different restoration period on the soil physicochemical properties

3 结论

本研究采用主成分分析法评价了右玉风沙区植被恢复后的土壤质量,评价结果表明:

(1)植被恢复可以有效提高风沙区土壤质量。未种植植被前裸地肥力的限制因素是SOM, TN, AvN和AvP,种植人工林或天然草地后SOM, TN, AvN含量均有提升,而AvP一直都是限制因素。植被恢复后土壤重金属中Pb, Cd, Cr, As含量都有不同程度下降,仅Hg含量略有增加。

(2)落叶松林和樟子松林恢复年限越长,土壤质量指数越高。主要原因是土壤中的多数有益指标,如SOM, TN, AvK, AvN的升高,以及多数有害指标,如Pb, Cd, Cr的减少。仅有少数指标趋势不同,如有益指标中AvP的降低,有害指标中Hg的升高。

(3)不同种类的植被土壤恢复效果也不同。阔叶林的小叶杨林土壤质量指数最低,小叶杨-沙棘混交林也仅能略微提高土壤的SOM, TN和SWC。针叶林的油松林、樟子松林和落叶松林土壤质量指数较高,油松和樟子松都是松科松属,土壤恢复后有益指标升高而有害指标降低。落叶松是松科落叶松属,有益指标和有害指标同时升高。天然草地的土壤质量介于阔叶林和针叶林之间。综上所述,建议右玉风沙区未来土壤恢复采用油松林和樟子松林。

参考文献:

[1] Chazdon R L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands[J]. *Science* 2008, **320**(5882): 1458–1460. DOI:10.1126/science.1155365.

[2] Lal R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation[J]. *Sustainability*, 2015, **7**(5): 5875–5895. DOI: 10.3390/su7055875.

[3] Allek A, Viany Prieto P, Korys K A, *et al*. How Does Forest Restoration Affect the Recovery of Soil Quality? A Global Meta-analysis for Tropical and Temperate Regions [J]. *Restor Ecol*, 2023, **31**(3): e13747. DOI: 10.1111/rec.13747.

[4] Ma J J, Li C Y, Hui L, *et al*. Soil Properties Under Different Ecological Restoration Modes for the Quarry in Yanshan Mountains of Hebei Province, China[J]. *PeerJ*, 2022, **10**: e14359. DOI:10.7717/peerj.14359.

[5] Song X, Fang C, Yuan Z Q, *et al*. Long-term Growth of Alfalfa Increased Soil Organic Matter Accumulation and Nutrient Mineralization in a Semi-arid Environment[J]. *Front Environ Sci*, 2021, **9**: 649346. DOI: 10.3389/fenvs.2021.649346.

[6] Mi W T, Meng R, Ren W B, *et al*. Artificial Restoration Improved the Complexity of the Soil Microbial Co-occurrence Network and the Resistance of Microbial Communities to Environmental Changes in Degraded Sandy Grassland[J]. *Agric Ecosyst Environ*, 2026, **397**: 110069. DOI:10.1016/j.agee.2025.110069.

[7] Feng L Q, Guo M M, Wang W L, *et al*. Evaluation of the Effects of Long-term Natural and Artificial Restoration on Vegetation Characteristics, Soil Properties and Their Coupling Coordinations[J]. *Sci Total Environ*, 2023, **884**: 163828. DOI:10.1016/j.scitotenv.2023.163828.

[8] Gao H, Huang Y M. Impacts of the Three-north Shelter Forest Program on the Main Soil Nutrients in Northern Shaanxi China: A Meta-analysis[J]. *For Ecol Manag*, 2020, **458**: 117808. DOI:10.1016/j.foreco.2019.117808.

[9] Li P, Qi S, Zhang L, *et al*. The Effect of Different Vegetation Restoration Types on Soil Quality in Mountainous Areas of Beijing[J]. *Forests*, 2023, **14**(12): 2374. DOI: 10.3390/f14122374.

[10] Li Q X, Jia Z Q, Liu T, *et al*. Effects of Different Plantation Types on Soil Properties after Vegetation Restoration in an Alpine Sandy Land on the Tibetan Plateau, China[J]. *J Arid Land*, 2017, **9**(2): 200–209. DOI: 10.1007/s40333-017-0006-6.

[11] Lyu D, Liu Q M, Xie T, *et al*. Impacts of Different Types of Vegetation Restoration on the Physicochemical Properties of Sandy Soil[J]. *Forests*, 2023, **14**(9): 1740. DOI:10.3390/f14091740.

[12] Zhang J L, Zhang Y F. Quantitative Assessment of the Impact of the Three-north Shelter Forest Program on Vegetation Net Primary Productivity over the Past Two Decades and Its Environmental Benefits in China [J]. *Sustainability*, 2024, **16**(9): 1–26. DOI: 10.3390/su16093656.

[13] Zhai J J, Wang L, Liu Y, *et al*. Assessing the Effects of China's Three-north Shelter Forest Program over 40 Years[J]. *Sci Total Environ*, 2023, **857**: 159354. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159354.

[14] 张海龙. 晋北风沙区退化林修复的碳汇效益及技术优化[J]. 防护林科技, 2026(3): 77–81. DOI: 10.13601/j.issn.1005-5215.2026.03.018.
Zhang H L. Carbon Sink Benefits and Technical Optimization of Degraded Forest Restoration in the Wind-sand Area of Northern Shanxi[J]. *Prot For Sci Technol*, 2026

(3): 77−81. DOI: 10.13601/j.issn.1005-5215.2026.03.018.

[15] 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. DOI:10.20103/j.stxb.202306231336.
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 Ecol Sin*, 2024, **44**(7): 2873−2885. DOI: 10.20103/j.stxb.202306231336.

[16] 王建青, 李素清. 晋北不同人工林下苔藓优势种种间关系与生态位[J]. 中国水土保持科学, 2022, **20**(2): 49−57. DOI:10.16843/j.sswc.2022.02.007.
Wang J Q, Li S Q. Interspecific Associations and Niches of Dominant Bryophytes Under Different Planted Forests in the North Shanxi Province[J]. *Sci Soil Water Conserv*, 2022, **20**(2): 49−57. DOI: 10.16843/j. sswc.2022.02.007.

[17] Yang X, Jia P F, Hou Q Q, *et al*. Quantitative Sensitivity of Crop Productivity and Water Productivity to Precipitation During Growth Periods in the Agro-pastoral Ecotone of Shanxi Province, China, Based on APSIM [J]. *Agric Water Manag*, 2023, **283**: 108309. DOI: 10.1016/j.agwat.2023.108309.

[18] 全国农业技术推广服务中心. 土壤分析技术规范[M]. 第2版. 北京: 中国农业出版社, 2006.
National Agricultural Technology Extension and Service Center. Technical specification for soil analysis [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006.

[19] CERN土壤分中心. 土壤科学数据库[DB/OL]. [2025−11−30]. http://vdb3.soil.csdb.cn./.

[20] Li Q, Yang J Y, Guan W H, *et al*. Soil Fertility Evaluation and Spatial Distribution of Grasslands in Qilian Mountains Nature Reserve of Eastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *PeerJ*, 2021, **9**: e10986. DOI: 10.7717/peerj.10986.

[21] 阎文杰, 吴启堂. 一个定量综合评价土壤肥力的方法初探[J]. 土壤通报, 1994, **25**(6): 245−247. DOI: 10.3321/j.issn: 0564-3945.1994.06.012.
Yan W J, Wu Q T. Preliminary Study on a Quantitative and Comprehensive Evaluation Method of Soil Fertility [J]. *Chin J Soil Sci*, 1994, **25**(6): 245−247. DOI: 10.3321/j.issn: 0564-3945.1994.06.012.

[22] Loska K, Wiechuła D, Korus I. Metal Contamination of Farming Soils Affected by Industry[J]. *Environ Int*, 2004, **30**(2): 159−165. DOI:10.1016/S0160-4120(03)00157-0.

[23] Li Z Y, Ma Z W, Van Der Kuijp T J, *et al*. A Review of Soil Heavy Metal Pollution from Mines in China: Pollution and Health Risk Assessment[J]. *Sci Total Environ*, 2014, **468/469**: 843−853. DOI:10.1016/j.scitotenv.2013.08.090.

[24] 史崇文, 赵玲芝, 郭新波, 等. 山西土壤元素背景值及其特征[J]. 华北地质矿产杂志, 1994, **9**(2): 188−196.
Shi C W, Zhao L Z, Guo X B, *et al*. Background Values of Soil Elements in Shanxi and Their Distribution Feature[J]. *J. Geol. and Min. Res. North China*, 1994, **9**(2): 188−196.

[25] Muller G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River[J]. *GeoJournal*, 1969, **2**: 108−118.

[26] Mukhopadhyay S, Maiti S K, Masto R E. Development of Mine Soil Quality Index (MSQI) for Evaluation of Reclamation Success: A Chronosequence Study[J]. *Ecol Eng*, 2014, **71**: 10−20. DOI:10.1016/j.ecoleng.2014.07.001.

[27] Mukhopadhyay S, Masto R E, Yadav A, *et al*. Soil Quality Index for Evaluation of Reclaimed Coal Mine Spoil[J]. *Sci Total Environ*, 2016, **542**: 540−550. DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.10.035.

[28] Fan Y N, Zhang Y X, Chen Z K, *et al*. Comprehensive Assessments of Soil Fertility and Environmental Quality in Plastic Greenhouse Production Systems[J]. *Geoderma*, 2021, **385**: 114899. DOI:10.1016/j.geoderma.2020.114899.

[29] Li P, Shi K, Wang Y Y, *et al*. Soil Quality Assessment of Wheat-maize Cropping System with Different Productivities in China: Establishing a Minimum Data Set [J]. *Soil Tillage Res*, 2019, **190**: 31−40. DOI:10.1016/j.still.2019.02.019.

[30] 刘蝴蝶, 李晓萍, 赵国平, 等. 山西主要耕作土壤肥力现状及变化规律[J]. 山西农业科学, 2010, **38**(1): 73−77. DOI:10.3969/j.issn.1002-2481.2010.01.18.
Liu H D, Li X P, Zhao G P, *et al*. Present Situation and Its Changing Law of Soil Fertility in Cultivated Land in Shanxi[J]. *J Shanxi Agric Sci*, 2010, **38**(1): 73−77. DOI: 10.3969/j.issn.1002-2481.2010.01.18.

[31] Li J, Li Z B, Guo M J, *et al*. Effects of Vegetation Restoration on Soil Physical Properties of Abandoned Farmland on the Loess Plateau, China[J]. *Environ Earth Sci*, 2018, **77**(5): 205. DOI:10.1007/s12665-018-7385-7.

[32] Jin Z, Luo D, Yu Y L, *et al*. Soil pH Changes in a Small Catchment on the Chinese Loess Plateau After Long-term Vegetation Rehabilitation[J]. *Ecol Eng*, 2022, **175**: 106503. DOI:10.1016/j.ecoleng.2021.106503.

[33] Hong S B, Piao S L, Chen A P, *et al*. Afforestation Neutralizes Soil pH[J]. *Nat Commun*, 2018, **9**: 520. DOI: 10.1038/s41467-018-02970-1.

[34] Berthrong S T, Jobbágy E G, Jackson R B. A Global Meta-analysis of Soil Exchangeable Cations, pH, Carbon, and Nitrogen with Afforestation[J]. *Ecol Appl*, 2009, **19**(8): 2228−2241. DOI:10.1890/08-1730.1.

[35] Liu X, Yang T, Wang Q, *et al*. Dynamics of Soil Carbon and Nitrogen Stocks After Afforestation in Arid and Semi-arid Regions: A Meta-analysis[J]. *Sci Total Environ*, 2018, **618**: 1658−1664. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.10.009.

[36] Liu X L, Dou L, Ding X H, *et al*. Influences of Different Afforestation Systems on the Soil Properties of Limestone Mountains in the Mid-eastern Region of China[J]. *CATENA*, 2021, **201**: 105198. DOI:10.1016/j.catena.2021.105198.

[37] Zhou J, Obrist D, Dastoor A, *et al*. Vegetation Uptake of Mercury and Impacts on Global Cycling[J]. *Nat Rev Earth Environ*, 2021, **2**(4): 269−284. DOI: 10.1038/s43017-021-00146-y.

[38] Zhang H, Yin R S, Feng X B, *et al*. Atmospheric Mercury Inputs in Montane Soils Increase with Elevation: Evidence from Mercury Isotope Signatures[J]. *Sci Rep*, 2013, **3**: 3322. DOI:10.1038/srep03322.

[39] Wang P, Chen H P, Kopittke P M, *et al*. Cadmium Contamination in Agricultural Soils of China and the Impact on Food Safety[J]. *Environ Pollut*, 2019, **249**: 1038−1048. DOI:10.1016/j.envpol.2019.03.063.

[40] 李宇章, 王亚妮, 胡宜刚, 等. 不同植被恢复措施下高寒沙化草地植被与土壤变化特征[J]. 水土保持学报, 2022, **36**(4): 211−218. DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.04.027.
Li Y Z, Wang Y N, Hu Y G, *et al*. Characteristics of Vegetation and Soil Under Different Restoration Measures in Alpine Desertification Grassland[J]. *J Soil Water Conserv*, 2022, **36**(4): 211−218. DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.04.027.

[41] 徐红伟, 吴阳, 乔磊磊, 等. 不同植被带生态恢复过程土壤团聚体及其稳定性: 以黄土高原为例[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(6): 2223−2232. DOI: 10.3969/j.issn.1673-4556.2024.02.027.
Xu H W, Wu Y, Qiao L L, *et al*. Soil Aggregates and Stability in the Ecological Restoration Process under Different Vegetation Zones on Loess Plateau[J]. *China Environ Sci*, 2018, **38**(6): 2223−2232. DOI: 10.3969/j.issn.1673-4556.2024.02.027.