

基于最小数据集和风险指数的秦岭复垦区土壤健康评价

张乐,李春越,高川宇,郭欢,李艺凡

(陕西师范大学地理科学与旅游学院,西安 710119)

摘要: [目的] 探讨不同植被类型对秦岭复垦土壤健康的影响,评估地上植物与土壤健康的关联,并构建土壤健康评价模型。[方法] 选取杨树林(RY)、松树林(RP)、混合树种林(RM)、女贞林(RL)和葡萄园(CK)5种植被类型,采集不同土层(0~20、20~40 cm)的土壤样品,利用最小数据集(MDS)法结合 35 项土壤理化和生物指标及 4 种重金属含量进行分析。[结果] 1) 构建最小数据集(MDS)进行土壤肥力评价,包含田间持水量(FMC)、物理性黏粒、pH、土壤有机碳(SOC)、微生物总 PLFA、真核微生物 PLFA、氮获取酶(NAG)和微生物量氮(MBN)等 8 个生物指标和非生物指标。利用潜在生态风险指数(RI)计算 4 种重金属污染风险,并进行土壤环境风险评价,同时结合 MDS 和 RI 进行土壤健康评价。2) RY 土壤肥力显著高于 RP 和 RM,较低的 SOC、NAG、FMC 和 Eukaryote PLFA 显著限制土壤肥力,对于 CK 较高的重金属污染风险严重限制其土壤健康的评级。3) 不同深度的土壤健康差异明显,表征地表草本植物的多样性增加土壤肥力和减少土壤重金属污染,对土壤健康有显著影响。[结论] 合理的复垦措施和增加地表植被多样性可显著改善土壤健康,复垦植被恢复有助于提高土壤肥力并减少重金属污染。建议未来复垦过程中加强草本植物的多样性,并增加施肥,以提升土壤生态系统功能和健康水平。

关键词: 土壤健康; 复垦; 土壤微生物群落; 植被恢复

中图分类号: X825

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)02-0348-09

Soil Health Assessment in the Qinling Reclamation Area Based on Minimum Data Set and Risk Index

ZHANG Le, LI Chunyue, GAO Chuanyu, GUO Huan, LI Yifan

(School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an 710119, China)

Abstract: [Objective] To explore the impact of different vegetation types on soil health in the Qinling region, to assess the relationship between aboveground plants and soil health, and construct a comprehensive soil quality health evaluation model. [Methods] Five vegetation types were selected, including poplar forest (RY), pine forest (RP), mixed forest (RM), privet forest (RL), and vineyard (CK). Soil samples were collected from different depths (0~20 cm and 20~40 cm), and the analysis was conducted using the Minimum Data Set (MDS) method combined with 35 soil physical, chemical, and biological indicators, along with the contents of four heavy metals. [Results] 1) The Minimum Data Set (MDS) was established for soil fertility evaluation, eight biological and non-biological indicators were included, i.e., field moisture capacity (FMC), physical clay content, pH, soil organic carbon (SOC), microbiological total PLFA, eukaryotic microbial PLFA, nitrogen acquisition enzyme (NAG), and microbial biomass nitrogen (MBN). Potential Ecological Risk Index (RI) was used to assess the pollution risk of four heavy metals for soil environmental risk evaluation. Soil health was assessed by combining MDS and RI. 2) Soil fertility of RY was significantly higher than that of RP and RM. The lower SOC, NAG, FMC, and eukaryote significantly limited soil fertility, while the higher heavy

收稿日期: 2024-09-11

修回日期: 2024-10-15

录用日期: 2024-10-27

网络首发日期(www.cnki.net): 2024-11-20

资助项目: 西安市科技局农业研发项目(21NYYF0033); 国家自然科学基金项目(41501255); 中央高校基本科研业务费专项(SYIS202224, GK201603073); 陕西省重点研发计划农业领域一般项目(2022NY-074)

第一作者: 张乐(2000—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤健康研究。E-mail: lezhang@snnu.edu.cn

通信作者: 李春越(1978—), 女, 博士, 副教授, 主要从事土壤研究。E-mail: chunyue_li@snnu.edu.cn

<http://stbxb.alljournal.com.cn>

metal pollution risk in CK severely restricted its soil health rating. 3) There were significant differences in soil health at different depths, indicating that the diversity of surface herbaceous plants increased soil fertility and reduced heavy metal pollution, significantly impacted soil health. [Conclusion] Reasonable reclamation measures and increased diversity of surface vegetation can significantly improve soil health. The restoration of reclamation vegetation can help improve soil fertility and reduce heavy metal pollution. It is recommended to strengthen the diversity of herbaceous plants in future reclamation processes and increase fertilization to improve soil ecosystem functions and health levels.

Keywords: soil health; reclamation; soil microbial community; vegetation restoration

Received: 2024-09-11

Revised: 2024-10-15

Accepted: 2024-10-27

Online(www.cnki.net): 2024-11-20

土壤作为碳库和生态系统的重要组成部分,对维持全球碳平衡、气候变化和粮食安全及提高土地利用效率等方面有着重要意义^[1]。土地利用方式通过长期改变土壤结构、养分和生物代谢活动直接影响土壤健康,而合理的土地管理与保护不仅提高土地使用效率,维护土壤健康,还能减少浪费与损失,实现土地资源的最大化利用^[2]。尽管人类广泛认识到土壤的重要性,但违建等不合理行为破坏土地的自然环境,导致土壤结构、功能和健康受损,肥力和生产力下降,并因违建和复垦过程中化学品和废料排放造成土壤退化和污染,严重影响生态系统和生物多样性^[3]。面对土地资源不合理利用的负面影响,为恢复土壤功能和实现可持续利用,人类采取一系列复垦措施,通过科学手段重建土地生态系统,实现可持续利用^[4]。

土壤健康是指土壤具备良好的物理结构、化学平衡和生物活性,具有维持植物生长,支持生态系统功能,促进生物多样性,调节水分和养分循环,从而支持农业生产和环境保护的综合能力。土壤健康作为一个复杂概念无法直接测量,但可以通过物理、化学和生物等土壤特性进行量化,因此,建立准确和可信的评估模型对于深入理解土壤健康和土壤可持续管理进行指导至关重要^[5]。最小数据集(minimum data set, MDS)具有很好的可信度和实用性被广泛应用于土壤肥力评估,ZHANG等^[6]评价布雷顿地块不同处理下的农田土壤健康;崔雪等^[7]评价天然混交林;PENG等^[8]和FAN等^[9]采用潜在生态风险指数(risk index, RI)方法结合重金属的毒性参数进行吉林农田重金属污染评估和福建河湾重金属评估。土壤肥力与土壤重金属污染之间存在复杂关系,为更好地评价土壤健康,有必要综合评估土壤肥力和土壤污染水平,本研究借鉴具有可靠科学基础的土壤健康评估框架,该框架整合了MDS和RI方法^[10-11]。

秦岭独特的环境为珍稀生物提供栖息地,但违建行为破坏生态,导致生物多样性丧失和资源浪费,政府实施复垦工程恢复生态功能^[12]。本研究的目的

是:1)基于MDS评估土壤肥力指数,利用RI计算土壤环境风险指数;2)利用土壤肥力指数和土壤环境风险指数构建土壤健康指数,判定秦岭复垦土壤健康;3)探索不同复垦树种和深度与土壤健康状况的关系。

1 材料与方法

1.1 样地概况与样品采集

研究区选择陕西省西安市鄠邑区太平峪河东南部的秦岭别墅拆迁区,位于秦岭北麓,属暖温带半湿润季风山地气候。该地区年平均气温13.5℃,年降水量758 mm,主要种植葡萄。秦岭别墅拆迁区位于太平峪河的山前冲积扇,与北坡森林的土壤利用类型不同,所以复垦土壤的恢复状况与周边经济作物土壤对标^[13]。选取杨树林(RY)、松树林(RP)、混合林(RM)和女贞林(RL)4种复垦样地,复垦年限均为5 a,周边葡萄园设置为CK样地。每个样地选择0~20、20~40 cm土层深度,共5个处理,每个处理设置3次重复。在样地内随机设置乔木层和草本层植被样方,乔木层样方为10 m×10 m,草本层为1 m×1 m,测量并记录植被种名、高度和丰度等指标。

1.2 土壤样品处理与测定

样品采集时间为2023年7月25日,选择五点采样法进行一次性采样。所采土壤样品密封标记后,及时带回实验室进行处理剔除土壤杂质。土壤过2 mm筛后,取出约1/3土壤风干处理,用于测定土壤全量指标;取出约1/3鲜土样于4℃冰箱保存,用于测定土壤呼吸和微生物量;剩余鲜土样保存于-80℃冰箱,进行磷脂脂肪酸的测定。

土壤理化性质测定参考《土壤农化分析》^[14]。土壤pH采用PHS-3C型酸度计进行测定;田间持水量(field moisture capacity, FMC)采用毛细管上升法测定;质量含水率(soil moisture content, SMC)采用烘干法测定;全碳(total carbon, TC)采用元素分析仪测定;有机碳(soil organic carbon, SOC)采用重铬酸钾-外加热法测定;全氮(total nitrogen, TN)采用凯氏定氮仪测定;硝态氮(nitrate nitrogen, NO₃⁻-N)和

铵态氮(ammonium nitrogen, $\text{NH}_4^+\text{-N}$)采用硫酸钾溶液浸提-流动分析仪测定;全磷(total phosphorus, TP)采用浓硫酸-高氯酸消煮钼锑抗比色法测定;速效磷(available phosphorus, AP)采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定;颗粒有机碳和矿物结合态有机碳采用洗涤过筛法测定;土壤重组有机碳和轻组有机碳采用萃取法测定;土壤颗粒组成采用激光粒度仪(Malvern 2000)测定,以卡庆斯基粒级划分标准输出数据;土壤重金属采用电感耦合等离子体质谱法测定。

微生物生物量碳(microbial biomass carbon, MBC)和微生物生物量氮(microbial biomass nitrogen, MBN)采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法测定;微生物量磷(microbial biomass phosphorus, MBP)采用氯仿熏蒸-碳酸氢钠浸提法测定;利用碱液吸收法测定土壤呼吸(soil respiration, RS);碳水解酶 β -1,4-葡萄糖苷酶(β -1,4-glucosidase, BG)、氮水解酶 β -1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(β -1,4-N-acetyl glucosaminidase, NAG)、磷水解酶碱性磷酸酶(alkaline phosphatase, AKP)、多酚氧化酶(polyphenol oxidase, PPO)和过氧化物酶(oxidase, POD)使用96微孔板荧光测定。

1.3 土壤 PLFA 测定

土壤微生物群落结构的测定采用磷酸氢二钾及三氯甲烷提取,内标为正十九酸甲酯(19:0),各成分脂肪酸通过搭载MIDI软件的气相色谱仪进行微生物的鉴定。其中磷脂脂肪酸总量(total PLFA)作为微生物生物量的指标,生物特征物的表征鉴定参考JOERGENSEN^[15]的研究等。

1.4 植被数据处理

在样地内随机选取样方进行调查,由于群落物种的限制,每个样地设置2个样方,仅调查乔木层和草本层植被。采用Shannon多样性指数(H')来度量植物群落内的物种多样性^[16]。其计算公式为:

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \ln P_i \quad (1)$$

式中: P_i 为第*i*个物种的相对丰度。

1.5 土壤健康计算

1.5.1 土壤肥力计算 基于主成分分析(principal component analysis, PCA)的最小数据集(MDS)是常应用于计算土壤肥力指数的方法之一^[17]。该方法包括3个关键步骤,分别为:1)在PCA的基础上选择MDS的代表性指标;2)通过隶属度函数对MDS中选择的指标进行归一化处理;3)根据指标权重分析,整合所有指标计算土壤肥力指数。

最小数据集(MDS)的构建首先通过单因素方差分析移除不同处理间差异不显著的评估指标。在指

标选择过程中,提取主成分特征值 >1 的主成分,并保留每个主成分中最高载荷值10%以内的指标被选中进入MDS。当选指标相关系数 <0.60 ^[11],为消除不同单位的干扰,通过隶属度函数将MDS保留的土壤指标进行转换,各指标隶属度值为0.1~1.0^[10]。肥力指标评分的隶属度函数包括正“S”形、反“S”形和抛物线形3种类型^[10,18]。土壤肥力指数(fertility index, FI)是由各指标得分值和权重采用加权求和方法计算得出。将MDS的指标进行主成分分析,得到各指标的公因子方差,进而计算各指标的权重^[10]。最终FI计算公式为:

$$FI = \sum_{i=1}^n W_i \times S_i \quad (2)$$

式中:FI为土壤肥力指数; S_i 为第*i*个土壤指标的得分值; W_i 为由主成分分析中第*j*个指标公因子方差与总方差的比值计算得出; n 为MDS中参评指标的个数。

1.5.2 土壤环境风险计算 在评估土壤重金属污染时,潜在生态风险指数(potential ecological risk, RI)被广泛应用,该方法通过结合重金属的毒性参数反映评估区域重金属污染风险^[19]。每种重金属的风险值和综合的重金属风险指数计算公式为:

$$E_r^i = T_r^i \frac{C_D^i}{C_R^i} \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (4)$$

式中: E_r^i 为单因子潜在生态风险系数; T_r^i 为每种重金属的毒性响应系数^[10]; C_D^i 为每种重金属元素的实际测定值,mg/kg; C_R^i 取值参考《土壤环境质量标准农用地土壤污染风险管控标准》^[20]。

由于RI与土壤肥力指数(FI)浮动范围不同,需将RI用反“S”形函数标准化到0.1~1.0,转换后的EI值越高,污染越低^[10]。

1.5.3 土壤健康评价 本研究中,土壤健康综合指数(soil health index, SHI)是指将得到的土壤肥力指数(FI)和土壤环境风险指数(EI)进行整合后,综合体现重金属污染胁迫情形下的土壤健康状况。使用修正的内梅罗指数法进行最终的SHI计算。SHI的计算公式为^[10]:

$$SFI = \sqrt{\frac{(FI_{\min}^2 + FI_{\text{ave}}^2)}{2}} \quad (5)$$

$$SEI = \sqrt{\frac{(EI_{\min}^2 + EI_{\text{ave}}^2)}{2}} \quad (6)$$

$$SHI = \text{MIN}[SFI, SEI] \quad (7)$$

式中:SFI为土壤肥力内梅罗指数; $FI_{\min}$ 为各土壤肥力指标的最低得分值; FI_{ave} 为各土壤肥力指标的平均得分值;SEI为土壤风险内梅罗指数; $EI_{\min}$ 为各单元的环境风险最低得分值; EI_{ave} 为各单元元素的环境风险

平均得分值;SHI为土壤健康指数。壤健康的限制性最大因素。参考表 1 分级方法,对土
SHI的结果体现在土壤肥力和土壤环境中对土壤健康等级进行定级^[21]。

表 1 综合土壤健康指数分级标准

Table 1 Grading standards for the comprehensive soil health index

分级	状况	分级标准释义
I	不健康	SFI和SEI至少有1个低于0.2
II	轻度不健康	SFI和SEI至少有1个低于0.4,但二者都高于0.2
III	较健康	SFI和SEI至少有1个低于0.6,但二者都高于0.4
IV	健康	SFI和SEI至少有1个低于0.8,但二者都高于0.6
V	非常健康	SFI和SEI都高于0.8

注:SFI为土壤肥力内梅罗指数;SEI为土壤环境风险内梅罗指数。

1.6 数据处理与统计方法

数据采用3次平行样本测定的平均值和标准偏差表示,利用SPSS 25.0软件对不同处理进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著性差异(LSD),显著水平为0.05,统计分析前对所有数据进行正态分布和齐性检验。使用Origin 2022软件绘制箱线图、热图、雷达图和条形图。

2 结果与分析

2.1 土壤指标

由表 2 和表 3 可知,不同植被类型对土壤的理化性质及生物指标有显著影响。RY 相比 RP 的田间持水量(FMC)、物理性黏粒(PC)、有机碳(SOC)和总碳(TC)显著降低($p<0.05$)。RM 与 RY 相比,有机碳(SOC)、总氮(TN)、总碳(TC)和铵态氮(NH₄⁺

-N)显著降低($p<0.05$),物理性黏粒(PC)也显著下降,但其速效磷(AP)和总磷(TP)的变化较小。RL 与 RP 相比,田间持水量和有机碳较高,SOC、微生物量碳(MBC)和微生物量磷(MBP)显著增加,表明女贞林的土壤肥力和微生物活性较好。CK 与其他植被类型相比,pH 显著降低,速效磷(AP)、总氮(TN)、硝态氮(NO₃⁻-N)和铵态氮(NH₄⁺-N)均显著高于其他植被类型,显示出施肥活动对氮素积累的显著影响,但微生物活性较一般。RY 在生物指标 MBC 和 MBN 上表现良好。

整体来看,RL 和 CK 在生物指标上表现最佳,RL 的微生物量磷(MBP)和过氧化物酶(PPO)酶活性明显高于其他复垦植被类型,尤其与 RP 和 RM 相比,RL 土壤的理化性质和生物活性改善更为显著。

表 2 复垦土壤非生物指标描述

Table 2 Description of reclaimed soil abiotic index

处 理	pH	田间持 水量/mL	物理性 黏粒/%	总碳/ (g·kg ⁻¹)	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	总氮/ (g·kg ⁻¹)	硝态氮/ (mg·kg ⁻¹)	铵态氮/ (mg·kg ⁻¹)	总磷/ (g·kg ⁻¹)	速效磷/ (mg·kg ⁻¹)
RY	8.25±0.04a	29.15±3.80a	44.32±3.64a	11.61±1.52b	8.77±0.84a	1.83±0.35b	4.74±0.17b	0.10±0.01b	0.88±0.19a	10.87±5.49b
RP	8.27±0.05a	21.30±1.58b	36.58±3.30c	9.73±0.80bc	5.90±0.74b	1.21±0.09c	4.42±0.04b	0.04±0b	0.79±0.16ab	7.07±0.39b
RM	8.21±0.04a	27.58±1.25a	33.41±2.16c	6.55±0.50d	4.90±1.05b	1.42±0.21bc	4.42±0.05b	0.07±0.01b	0.59±0.08b	4.22±0.51b
RL	8.23±0.06a	23.61±2.29b	41.63±1.29ab	16.18±1.11a	6.96±0.13a	1.74±0.16b	4.83±0.18b	0.08±0.04b	0.86±0.13ab	12.70±1.95b
CK	6.65±0.35b	24.03±2.19b	40.37±1.67b	8.95±3.29cd	8.38±3.36a	10.30±0.67a	26.15±6.14a	5.26±2.54a	0.78±0.31ab	104.35±16.32a

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同字母表示不同处理间差异显著($p<0.05$)。下同

表 3 复垦土壤生物指标描述

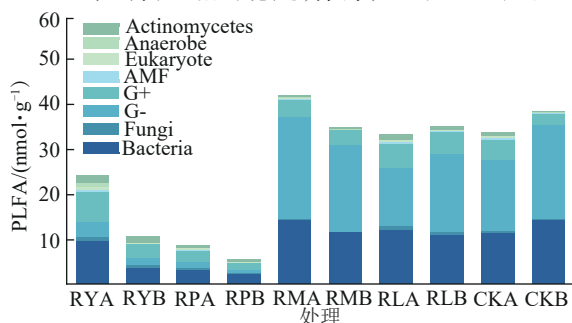
Table 3 Description of reclaimed soil biological indicators

处 理	呼吸/(mg· kg ⁻¹ ·d ⁻¹) [*]	微生物量碳/ (mg·kg ⁻¹) [*]	微生物量氮/ (mg·kg ⁻¹) [*]	微生物量磷/ (mg·kg ⁻¹) [*]	碳水解酶 β-1, 4-葡萄糖苷酶/ (nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	氮水解酶 β-1,4- N-乙酰氨基葡萄糖 苷酶/(nmol· g ⁻¹ ·h ⁻¹)	磷水解酶碱性 磷酸酶/ (nmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	多酚氧化 酶/(nmol· g ⁻¹ ·h ⁻¹)	过氧化物 酶/(nmol· g ⁻¹ ·h ⁻¹)
RY	23.69±10.60a	107.52±15.17a	51.41±22.61a	10.87±1.42c	250.09±84.59a	125.78±21.14a	100.30±16.27b	1.56±0.71c	0.72±0.42b
RP	17.48±5.70a	87.92±28.40a	48.14±25.55a	7.42±3.72c	96.64±19.85b	87.71±26.85b	34.40±6.11c	1.26±0.44c	0.48±0.10b
RM	23.15±8.61a	54.85±10.61a	49.00±24.61a	6.58±3.90c	54.76±8.89b	20.81±6.54c	77.14±38.10b	1.63±0.32c	0.39±0.18b
RL	19.89±9.95a	106.89±13.99a	58.55±22.40a	32.65±7.82b	91.51±8.69b	15.97±7.43c	19.38±10.63c	3.07±0.56b	3.70±0.40a
CK	29.17±14.18a	93.57±74.81a	58.21±32.86a	45.75±16.04a	70.71±67.74b	111.71±44.49ab	153.77±18.43a	5.68±0.66a	0.39±0.12b

注:*表示土层深度存在显著性差异($p<0.05$)。

2.2 生物多样性

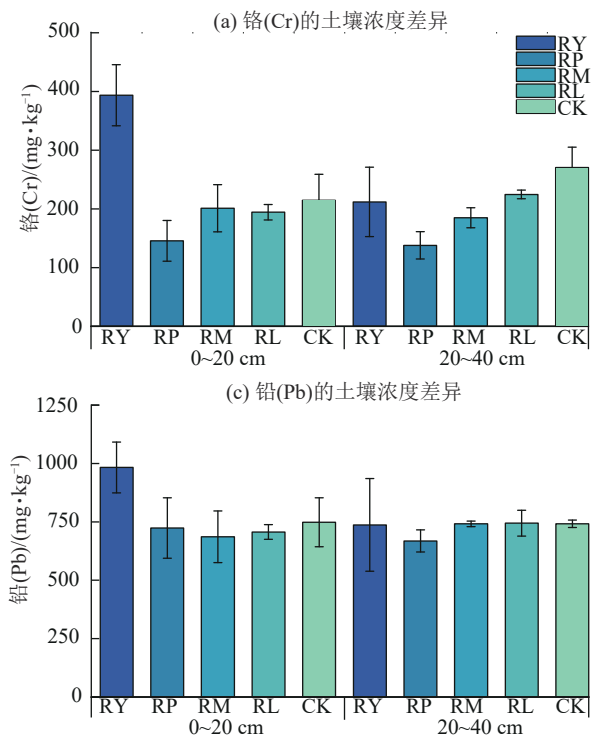
图1为不同树种在总PLFA、Bacteria、G⁻、G⁺和Anaerobe方面的显著差异。结果表明,RL、RM和CK的总PLFA和细菌生物量显著高于RY和RP;在真菌生物量方面,RY和RL的土壤显著高于RM;在AMF方面,RY、RM和CK显著高于RP和RM。土壤剖面分析表明,Fungi、AMF和Eukaryote的生物量在0~20 cm土层显著高于20~40 cm土层。总PLFA和细菌生物量在不同树种之间存在显著差异,不同深度的AMF和真核生物生物量也表现出显著差异。总PLFA较高的2个树种与G⁻的增加呈正相关。细菌生物量在总PLFA中的占比相对稳定,保持在32%~43%。



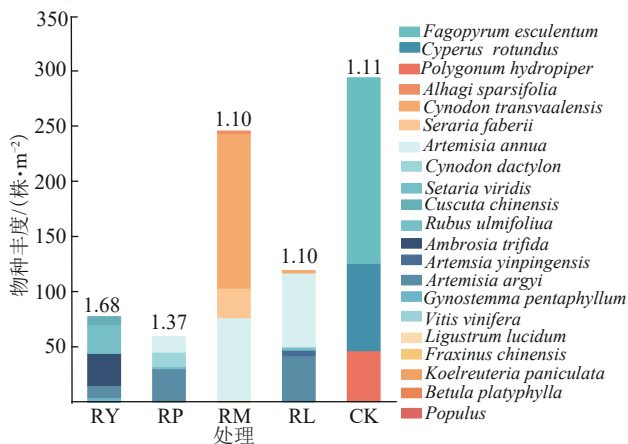
注:A表示0~20 cm土层;B表示20~40 cm土层。

图1 土壤PLFA丰度与多样性

Fig. 1 Soil PLFA abundance and diversity



由图2可知,RY的Shannon-Wiener指数最高,RP次之,其余3组无差别,但RM和CK的物种丰度最高,各物种的生长恢复规模相近。



注:标签为Shannon-Wiener指数。

图2 土壤植被丰度累计

Fig. 2 Vegetation abundance cumulative map

2.3 土壤重金属污染状况

由图3可知,除铅(Pb)外,其他3种重金属之间存在显著差异,其中的铬(Cr)和锌(Zn)呈相同的趋势,为杨树>葡萄园>女贞>混合林>松树;而铜(Cu)为杨树>葡萄园>混合林>女贞>松树,4种重金属在土层深度分布上均无显著差异。

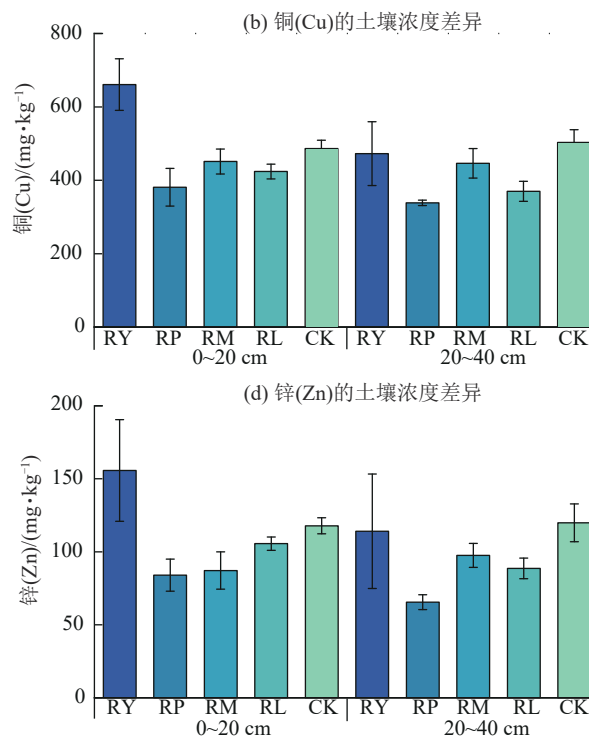


图3 土壤重金属污染状况

Fig. 3 Soil heavy metal pollution

2.4 土壤肥力状况

通过对35项土壤指标进行主成分分析(表1),提取6个主成分,累计方差解释率为91.09%,能够解释

91%以上的土壤物理化学和生物属性信息。主成分1中SOC得分最高,轻组、重组、POC、AMF在10%波动范围内,且SOC与以上指标呈显著正相关($r >$

0.6),故主成分1选取SOC;主成分2中pH得分最高,TN、NH₄⁺-N、AP、矿化氮在10%波动范围内,但pH与这些指标呈显著负相关($r>0.6$),故主成分2选取pH;由于TC与MBC呈弱相关($r<0.6$),主成分2还选取TC和MBC;主成分3中总PLFA得分最高,NAG在10%波动范围内,但二者呈弱相关($r<0.6$),故主成分3选取NAG和总PLFA;主成分4中FMC得分最高,且无其他指标在10%波动范围内,故选入FMC;主成分5中FMC得分最高,但已在主成分4中选入,且物理性黏粒、MBN与FMC呈弱相关($r<0.6$),故主成分5选取物理性黏粒和MBN;主成分6中Eukaryote得分最高,且无其他指标在10%波动范围内,故选入Eukaryote。因此,构成MDS的8个指标为非生物性指标4项(FMC、物理性黏粒、pH和SOC)和生物性指标

4项(NAG、总PLFA、MBN和Eukaryote)。

从图4可以看出,5个样地在2个土层深度上的土壤肥力指数存在显著差异。0~20 cm土层中,RY和CK得分分别为0.89和0.67,表明其土壤肥力较好。相反,RP的土壤肥力指数最低,0~20 cm土层为0.30,20~40 cm土层为0.06,反映出较低的土壤肥力水平。0~20 cm土层土壤肥力得分为RY>CK>RL>RM>RP;20~40 cm土层的得分为RL>RY>CK>RM>RP。具体分析显示,RL在0~20 cm土层中FMC和Eukaryote 2项指标上表现突出;而在20~40 cm土层,不同样地在这些指标上的差异相对较小。0~20 cm土层的微生物量氮(MBN)普遍高于深层,且同一树种的0~20 cm土层土壤肥力得分均高于20~40 cm土层,显示出0~20 cm土层土壤在多项指标上具有较强的肥力优势。

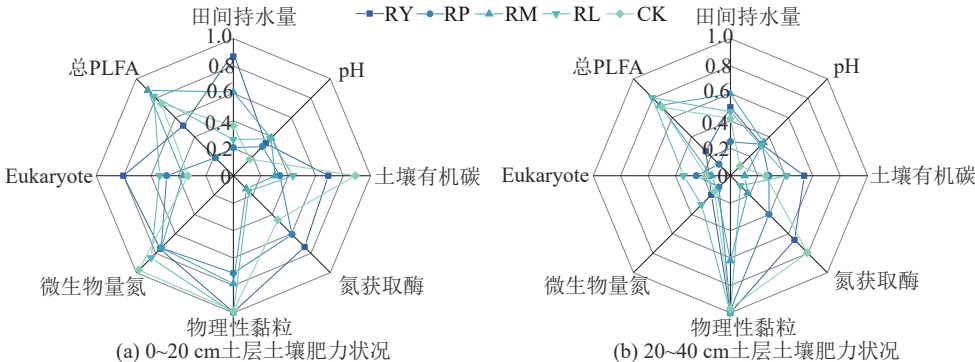
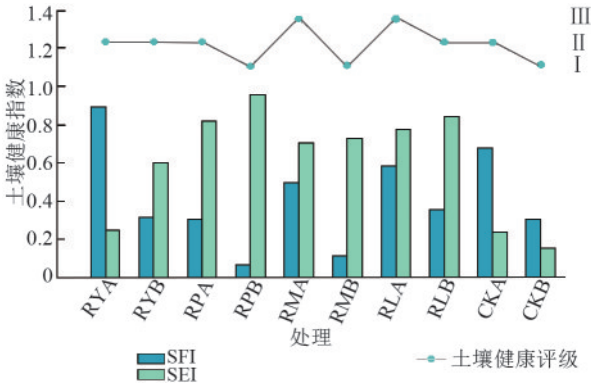


图4 土壤肥力指标雷达图

Fig. 4 Radar map of soil fertility indicators

2.5 土壤健康综合评估

从图5可以看出,5个样地在2个土层深度上的土壤肥力指数(SFI)和土壤风险指数(SEI),并根据表1得出相应的评价结果。分析结果表明,不同土层间的SFI和SEI存在显著差异。在各样地中,RL和RM的土壤健康状况表现最佳,特别在0~20 cm土层中,RL和RM被评为较健康,RY次之,表现出中等的土壤健康水平。



注:A为0~20 cm土层;B为20~40 cm土层;I表示不健康;II表示轻度不健康;III表示较健康。

图5 土壤健康评价

Fig. 5 Soil health evaluation

3 讨论

3.1 不同植被类型和土层深度对土壤理化性质与微生物群落结构的影响

本研究结果表明,不同植被类型显著影响土壤的理化性质和微生物群落结构,与JOSHI等^[22]的研究结果一致,即植被类型显著影响土壤健康和生态系统功能。葡萄园(CK)由于频繁施肥等人为活动,土壤总氮(TN)、硝态氮(NO₃⁻-N)和铵态氮(NH₄⁺-N)显著高于其他树种,与WEN等^[23]的研究结果相符,表明施肥对土壤具有直接影响;田间持水量(FMC)、物理性黏粒(PC)和有机碳(SOC)在不同树种间存在显著差异,与OSEI等^[24]的研究结果一致,表明树种差异对土壤水分保持能力和碳储存能力具有显著影响。混合林(RM)的微生物量碳(MBC)和磷(MBP)最低,而松树林(RP)的氮最低,表明树种对土壤养分和微生物群落具有显著影响。CESARZ等^[25]的研究也表明,混合树种在复垦过程中更为适宜,特别是那些具有不同用水策略、结构复杂的树冠和较高叶面积的树种,能够提高土壤微生物生物量和呼吸能力。微生物量在0~20 cm土层中最高,随土层深度增加

逐渐减少,导致土壤养分的循环速率降低,与 JIAO 等^[26]的研究结果相似,即土壤微生物群落的垂直分布与土壤理化特性密切相关。

土壤微生物群落结构是土壤生态系统重要的组成部分,在调节和支持土壤生态功能及生物多样性方面发挥着关键作用。本研究结果表明,女贞林(RL)和混合林(RM)土壤中的 PLFA 及细菌数量高于杨树林(RY)和松树林(RP),但低于葡萄树(CK),与 SUN 等^[27]的研究结果相符,即根系分泌物可以促进土壤微生物的生长。尽管杨树(RY)和松树(RP)的 PLFA 较低,但其微生物群落结构相对均衡,生物多样性良好。WILLERS 等^[28]的研究结果也指出,微生物群落结构的均衡性和多样性有助于提高有机物质的分解效率、养分循环及土壤抗逆性,从而促进土壤健康。本研究发现,葡萄园(CK)的施肥行为不仅改变土壤结构、颗粒组成及碳质量分数,还降低土壤微生物的活性,显著影响微生物群落结构,并导致生物多样性下降,与 WEN 等^[23]的研究结果一致,即过度施肥可能抑制某些微生物群落的生长,进而对土壤健康产生负面影响。在 0~20 cm 土层土壤中,地表草本植物显著增加真核生物、真菌和放线菌数量,表现出良好的生物多样性;在 20~40 cm 土层土壤中,总 PLFA 丰度较高,但其生物多样性较低,进一步说明地表植被在维持和改善土壤生态系统功能中的重要性,与 XU 等^[29]的研究结果相符,即真菌群落对地表植物的影响尤为敏感。

3.2 土壤环境风险评价与土壤肥力评价

在重金属污染方面,本研究结果表明,土层深度未对 4 种重金属的污染水平产生显著影响,但在树种间存在显著差异,除铅(Pb)外,其余 3 种重金属(如镉、铜、锌)均表现出显著的树种效应。铅的无显著差异可能与其浓度接近该区域的背景值有关。总体来看,杨树(RY)的重金属污染最严重,而松树(RP)的污染最轻,可能是由于被拆除的建筑物、施工设备和建筑废弃物处理不当等人为活动的影响^[30]。尽管这些重金属污染尚未显著超出风险阈值,但其仍然构成限制土壤健康的潜在因素。因此,应针对该区域的重金属污染制定修复政策,以改善土壤质量。

在选择适当的指标纳入数据集时,必须考虑土壤功能和管理目标,该目标因地理条件和用途的不同而有所差异^[31]。本研究采用主成分分析和相关性分析确定 MDS,将已有的 35 个相关指标减少到 8 个。经过 MDS 建立和数据矩阵分析,FMC 和物理性黏粒被纳入 MDS,是由于秦岭山坡地区地形复杂、降雨量不稳定和复垦方式相关^[13]。SOC 通过提升水养、稳

定结构、增强微生物和酶活性及提升土壤肥力,是土壤评价的核心要素之一,与 LI 等^[32]的研究相符。土壤微生物在土壤健康中占据核心地位,它们分解土壤内的有机物、循环供给养分、参与固氮过程、控制根系病原体和具备抗旱功能,而且可以快速响应管理^[33]。在本试验中,Eukaryote 作为筛选出的关键微生物,与 ASLANI 等^[34]的真核微生物更容易受到环境变化的影响结果相符合。土壤酶是植物与土壤养分间的重要桥梁和纽带,REN 等^[35]的研究表明,NAG 酶活性反映微生物对氮的需求,NAG 的选入表明土壤养分的敏感性较强。

3.3 土壤健康评价

WANG 等^[11]的研究结果表明,土壤肥力和土壤环境风险均是限制土壤健康的关键因素。本研究中,土壤肥力较低是复垦修复过程中限制土壤健康水平的主要因素。杨树(RY)0~20 cm 土层土壤肥力最高,对应其为地表草本植物的 Shannon-Wiener 指数最高;松树(RP)20~40 cm 土层土壤的土壤肥力指数(SFI)平均值仅为 0.06,较低的土壤肥力不利于土壤提供基础生产力的功能,因而无法形成良好的生态环境^[36];葡萄树(CK)20~40 cm 土层土壤的环境风险指数(SEI)平均值为 0.15,反映出较高的重金属污染风险,不仅对土壤微生物产生胁迫,也影响作物安全,最终可能通过食物链对人类健康造成潜在危害^[37];混合林(RM)和女贞树(RL)的 0~20 cm 土层土壤被评为较健康,而女贞树(RL)和葡萄树(CK)的 20~40 cm 土层土壤被评为不健康,表明松树(RP)和葡萄树(CK)的整体土壤健康状况较差,而女贞树(RL)的土壤状况最佳,显示出女贞树(RL)更适合该地区的复垦。复垦土壤的健康评价优于葡萄树(CK)的土壤。0~20 cm 土层土壤的健康状况优于 20~40 cm 土层土壤,可能是因为地表植物多样性有助于提升土壤功能和健康。TIAN 等^[38]的研究也表明,植物多样性的恢复与土壤碳积累呈正相关,表明在复垦过程中,不仅要关注木本植物,还应重视草本和灌木的多样性,这同样对土壤恢复具有重要影响。

4 结论

1)综合筛选出的指标有效反映土壤的理化特性、生物活性和重金属污染风险。基于最小数据集(MDS)将 35 个指标缩减为 8 个核心指标:田间持水量、物理性黏粒、pH、土壤有机碳(SOC)、总 PLFA、真核生物 PLFA、氮获取酶(NAG)和微生物量氮(MBN)构成土壤肥力指标,同时利用潜在生态风险指数(RI)计算 4 种重金属污染风险构成土壤环境风险指标。

2)不同树种和复垦方式对土壤肥力有显著影响。女贞树(RL)和混合林(RM)的土壤碳氮磷和微生物多样性表现最佳,而松树(RP)和杨树(RY)较差;葡萄园(CK)尽管氮质量分数高,但微生物多样性受到负面影响,表明施肥等人为干预对土壤肥力产生复杂影响。

3)地表草本植物显著提高土壤肥力,0~20 cm土层土壤的健康状况显著优于20~40 cm土层,进一步说明地表植被对土壤健康的重要影响。

4)合理的复垦措施和增加地表植物多样性有助于改善土壤功能和健康。增加地表植物多样性和选择适当树种能够显著改善土壤功能和健康状态,具有重要的生态和环境意义。在复垦过程中,应综合考虑土壤的生物和非生物特性,以实现土壤的可持续管理和利用。

未来研究应进一步探讨不同植被类型和复垦措施对土壤微生物群落和重金属污染的长期影响,并加强对重金属污染的监测和治理,推动土壤资源的可持续利用。

参考文献:

- [1] NAVARRO-PEDREÑO J, ALMENDRO-CANDEL M B, ZORPAS A A. The increase of soil organic matter reduces global warming, myth or reality? [J]. *Science*, 2021,3(1):e18.
- [2] GROVER D, MISHRA A K, RANI P, et al. Soil management in sustainable agriculture: Principles and techniques[M]// KUMAR P, AISHWARYA, eds. *Technological Approaches for Climate Smart Agriculture*. Cham: Springer International Publishing, 2024:41-77.
- [3] JOVANOVIĆ M. Environmental impact of illegal construction, poor planning and design in western Balkans: A review [J/OL]. *Global Journal of Engineering Sciences*, 2019,3(5):DOI:10.33552/GJES.2019.03.000572.
- [4] SHAO Y, XU Q X, WEI X. Progress of mine land reclamation and ecological restoration research based on bibliometric analysis [J]. *Sustainability*, 2023, 15 (13) : e10458.
- [5] LU H Y, CHEN X Y, MA K, et al. Soil health assessment under different soil and irrigation types in the agro-pastoral ecotone of Northern China [J]. *Catena*, 2024, 235:e107655.
- [6] ZHANG J Y, DYCK M, QUIDEAU S A, et al. Assessment of soil health and identification of key soil health indicators for five long-term crop rotations with varying fertility management [J]. *Geoderma*, 2024, 443: e116836.
- [7] 崔雪,王海燕,邹佳何,等.应用最小数据集评价不同采伐强度天然针阔混交林的土壤质量[J]. *东北林业大学学报*, 2022,50(5):88-94.
- [8] CUI X, WANG H Y, ZOU J H, et al. Soil quality assessment of natural coniferous and broad-leaved mixed forest under different cutting intensities using minimum data set [J]. *Journal of Northeast Forestry University*, 2022,50(5):88-94.
- [9] PENG J Y, LI F X, ZHANG J Q, et al. Comprehensive assessment of heavy metals pollution of farmland soil and crops in Jilin Province [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020,42(12):4369-4383.
- [10] FAN Y F, CHEN X L, CHEN Z B, et al. Pollution characteristics and source analysis of heavy metals in surface sediments of Luoyuan Bay, Fujian [J]. *Environmental Research*, 2022,203:e111911.
- [11] 司绍诚.典型亚热带耕地和高寒草地土壤质量变化和健康评估研究[D].北京:中国科学院大学,2022.
- [12] SI S C. Study on soil quality change and health assessment of typical subtropical cultivated land and alpine grassland [D]. Beijing: Chinese Academy of Sciences, 2022.
- [13] WANG D W, BAI J H, WANG W, et al. Comprehensive assessment of soil quality for different wetlands in a Chinese delta [J]. *Land Degradation and Development*, 2018,29(10):3783-3794.
- [14] LI C X, GAO X, XI Z L. Characteristics, hazards, and control of illegal villa (houses) : Evidence from the Northern Piedmont of Qinling Mountains, Shaanxi Province, China [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2019,26(20):21059-21064.
- [15] 曹源.秦岭违建别墅整治区景观改造设计研究[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2021.
- [16] CAO Y. Study on landscape reconstruction design of illegal villa renovation area in Qinling Mountains [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2021.
- [17] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000.
- [18] BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [19] JOERGENSEN R G. Phospholipid fatty acids in soil: Drawbacks and future prospects[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2022,58(1):1-6.
- [20] GUO P, LU Q, LI S. Productivity and species diversity of plant communities are higher inside than outside the west Ordos national nature reserve, Northern China [J]. *Plants*, 2024,13(5):e660.
- [21] 王斌,李云,李瑞鹏,等.基于最小数据集的集约化葡萄园土壤健康评价[J]. *农业工程学报*, 2024,40(8):71-79.
- [22] WANG B, LI Y, LI R P, et al. Soil health assessment of intensive vineyards based on minimum data set [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*

- neering, 2024, 40(8): 71-79.
- [18] MARION L F, SCHNEIDER R, CHERUBIN M R, et al. Development of a soil quality index to evaluate agricultural cropping systems in southern Brazil [J]. Soil and Tillage Research, 2022, 218: e105293.
- [19] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算 [J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- XU Z Q, NI S J, TUO X G, et al. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index [J]. Environmental Science and Technology, 2008, 31(2): 112-115.
- [20] 中华人民共和国生态环境部. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(节选) [J]. 腐植酸, 2018(4): 58-61.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Soil environmental quality: Risk control standard of soil pollution in agricultural land (excerpt) [J]. Humic Acid, 2018(4): 58-61.
- [21] 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: e114899.
- [22] JOSHI R K, GARKOTI S C. Influence of vegetation types on soil physical and chemical properties, microbial biomass and stoichiometry in the central Himalaya [J]. Catena, 2023, 222: e106835.
- [23] WEN Y C, LI H Y, LIN Z A, et al. Long-term fertilization alters soil properties and fungal community composition in fluvo-aquic soil of the North China Plain [J]. Scientific Reports, 2020, 10(1): e7198.
- [24] OSEI R, TITEUX H, DEL RÍO M, et al. Climatic water availability modifies tree functional diversity effects on soil organic carbon storage in European forests [J]. European Journal of Forest Research, 2023(5): 1099-1111.
- [25] CESARZ S, CRAVEN D, AUGE H, et al. Tree diversity effects on soil microbial biomass and respiration are context dependent across forest diversity experiments [J]. Global Ecology and Biogeography, 2022, 31(5): 872-885.
- [26] JIAO S, CHEN W M, WANG J L, et al. Soil microbiomes with distinct assemblies through vertical soil profiles drive the cycling of multiple nutrients in reforested ecosystems [J]. Microbiome, 2018, 6(1): e146.
- [27] SUN W X, LI Q Q, QIAO B, et al. Advances in plant-soil feedback driven by root exudates in forest ecosystems [J]. Forests, 2024, 15(3): e515.
- [28] WILLERS C, JANSEN V R P J, CLAASSENS S. Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities: A review of interpretations and recent applications [J]. Journal of Applied Microbiology, 2015, 119(5): 1207-1218.
- [29] XU Z Y, HU Z H, JIAO S, et al. Depth-dependent effects of tree species identity on soil microbial community characteristics and multifunctionality [J]. Science of the Total Environment, 2023, 878: e162972.
- [30] ZHOU X Y, WANG X R. Impact of industrial activities on heavy metal contamination in soils in three major urban agglomerations of China [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 230: 1-10.
- [31] KARLEN D L, MAUSBACH M J, DORAN J W, et al. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial) [J]. Soil Science Society of America Journal, 1997, 61(1): 4-10.
- [32] LI X, QIAO L, HUANG Y P, et al. Manuring improves soil health by sustaining multifunction at relatively high levels in subtropical area [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2023, 353: e108539.
- [33] CHEEKE T E. The biological basis for nitrogen management in agroecosystems [M]// Microbial Ecology in Sustainable Agroecosystems. Boca Raton: CRC Press, 2012: 131-150.
- [34] ASLANI F, GEISEN S, NING D L, et al. Towards revealing the global diversity and community assembly of soil eukaryotes [J]. Ecology Letters, 2022, 25(1): 65-76.
- [35] REN Y, WANG Y, ZHANG X L, et al. Enzymatic stoichiometry reveals the metabolic limitations of soil microbes under nitrogen and phosphorus addition in Chinese fir plantations [J]. Microorganisms, 2024, 12(8): e1716.
- [36] HAVLIN J, HEINIGER R. Soil fertility management for better crop production [J]. Agronomy, 2020, 10(9): e1349.
- [37] KHAN A, KHAN S, KHAN M A, et al. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: A review [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22(18): 13772-13799.
- [38] TIAN Q L, ZHANG X P, YI H J, et al. Plant diversity drives soil carbon sequestration: Evidence from 150 years of vegetation restoration in the temperate zone [J]. Frontiers in Plant Science, 2023, 14: e1191704.