doi:10.3969/j.issn.1001-7461.2019.03.05

天然杜鹃林林窗扰动对土壤重金属含量的影响

唐凤华[1],全文选[1],李朝婵[1,2*],黄先飞[1],吴先亮[1],杨荞安[1],许塔艳[1]

(1.贵州师范大学 贵州省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室,贵州 贵阳 550001;
2.中国科学院 地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室,贵州 贵阳 550018)

摘 要:林窗扰动是森林更新和演替过程的重要干扰类型,影响土壤的物质循环。为了解林窗扰动对贵州百里杜鹃国家森林公园天然杜鹃林土壤重金属分布的影响,以自然形成小林窗表层土壤(0~10 cm)为对象,林下土壤为对照,测定土壤重金属(As、Cd、Cr、Fe、Hg、Mn、Ni、V、Pb和Zn)含量,采用随机森林模型和冗余分析等方法对土壤重金属的空间分布、污染源识别及其影响因素进行研究,运用潜在生态风险指数法评价杜鹃林潜在生态风险。结果表明:1)小林窗表层土壤中Hg、Cd的平均含量分别超过国家Ⅱ级标准2.78、1.53倍,而林下分别超过2.52、1.45倍;小林窗样点土壤Cd含量超标率高于林下27%。小林窗扰动对天然杜鹃林[6]下坡位表层土Cr含量影响显著,下坡位小林窗土壤Cr含量显著>林下。中坡位、上坡位、中坡和缓坡小林窗土壤Pb、Zn含量均>林下,不同坡位和坡度小林窗土壤Mn和Ni含量均>林下;2)冗余分析表明,Mg、海拔、Ca是解释天然杜鹃林土壤重金属分布最重要的环境因子。随机森林模型重要性分析表明,Ni是影响天然林小林窗与林下土壤重金属分布最重要的重金属因子,Cr次之;3)小林窗土壤重金属单项(除Ni外)与综合潜在生态风险>林下,小林窗与林下土壤Hg和Cd风险均较高,其余重金属处于低生态风险。所以,在百里杜鹃天然杜鹃林的保护和管理过程中,应重视Hg、Cd污染的防治以及小林窗扰动对重金属分布的影响。

关键词:小林窗扰动;天然杜鹃林;重金属;随机森林;潜在生态风险

中图分类号:S685.21 **文献标志码**:A **文章编号**:1001-7461(2019)03-0028-09

Effects of Gap Disturbance on Soil Heavy Metal Content in Natural Rhododendron Forest

TANG Feng-hua[1], QUAN Wen-xuan[1], LI Chao-chan[1,2*], HUANG Xian-fei[1], WU Xian-liang[1], YANG Qiao-an[1], XU Ta-yan[1]

(1. *Key Laboratory for Information System of Mountainous Area and Protection of Ecological Environment of Guizhou Province, Guizhou Normal University, Guiyang* 550001, *Guizhou, China*; 2. *State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang* 550018, *Guizhou, China*)

Abstract: Gap disturbance plays an important role in the processes of regeneration and succession of forests, and influences the capability of soil material circulation. To understand the effects of gap disturbance on the distribution of soil heavy metals in the natural Rhododendron forest of the Baili Rhododendron National Forest Park, Guizhou Province, we took topsoil (0－10 cm) of natural small gaps as the main research object and topsoil of closed canopies as control groups to determine the content of soil heavy metals (As, Cd, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, V, Pb and Zn). The Random Forest and redundancy analysis methods were used to study the spatial distribution of soil heavy metals, and to identify the pollution sources and their in-

收稿日期:2018-07-10 **修回日期**:2018-09-14

基金项目:国家自然科学基金(31460136,31560223);贵州省林业厅项目(黔林科合[2016]09,[2018]11);贵州省科技厅联合基金(黔科合LH字[2016]7203号,[2017]7354号)。

作者简介:唐凤华,男,硕士,研究方向:森林林窗。E-mail:win_195ss@163.com

* **通信作者**:李朝婵,女,博士后,副教授,研究方向:植物生理生态。E-mail:chaochanl@gznu.edu.cn

fluencing factors, and to assess the potential ecological risks in Rhododendron forest by Potential Ecological Risk Index Method. The results indicated that 1) the average contents of Hg and Cd in topsoil of small gaps exceeded the standard values 2.78 and 1.53 times as Grade II of national environmental quality standards for soils, respectively, while those of closed canopies were 2.52 and 1.45 times. The over-standard rate of Cd in soil of small gap plots was 27% higher than those of closed canopy. The small gap disturbance had significant effects on topsoil content of Cr in downslope natural Rhododendron forest, the soil Cr content in the small gaps of the downslope was significantly higher than that of closed canopies. The soil contents of Pb and Zn in the small gap of mid-slope position, up-slope position, mid-slope and gentle-slope were higher than those of closed canopies, and the contents of Mn and Ni in soil of the small gaps were higher than those of closed canopies at different slope positions and slopes. 2) RDA analysis showed that the Mg, elevation and Ca were the most important environmental factors for explaining the distribution of heavy metals in soil of the natural Rhododendron forest. Importance analysis of random forest model indicated that Ni was the most important influence factor for the distribution of heavy metals in soil of small gaps and closed canopies in the natural Rhododendron forest, followed by Cr. 3) The single index (except for Ni) and comprehensive potential ecological risk of soil heavy metals in the small gaps were higher than those of closed canopies, and soil Hg and Cd reached higher risk level in the small gaps and closed canopies, while the remaining heavy metals were at low ecological risk. In one word, during the protection and management process of natural Rhododendron forest, more attention should be paid for the prevention and control of Hg and Cd pollution, and the influence of small gap disturbance on the distribution of heavy metals.

Key words: small-scale gap disturbance; natural Rhododendron forest; heavy metal; random forest; potential ecological risk

百里杜鹃国家森林公园(简称"百里杜鹃")是我国唯一以保护杜鹃花科(Ericaceae)杜鹃属(*Rhododendron*)植物为对象的国家森林公园,公园内杜鹃花覆盖率达到 86.56%,是我国高山杜鹃花保育、引种研究的重要种质资源库[1]。"百里杜鹃"现有合法煤矿矿井 37 口,以及数量较多的废弃矿井和小煤窑,煤矿开采产生大量扬尘和煤矸石[2]。罗海波[3]等研究发现贵州大部分煤矿煤矸石中重金属(Hg 和 Cd)含量较高,经长期的风化和雨水淋滤作用被释放迁移进入周围土壤,使得土壤重金属含量增加。乙引[4]等研究表明,"百里杜鹃"中心花区、马缨杜鹃(*R. delavayi*)和露珠杜鹃(*R. irroratum*)林下土壤 Cd 含量超标;煤矿区土壤 Cd、Hg 和 As 达到污染水平[5]。有学者研究发现森林土壤重金属含量过高,将引发森林退化、生物多样性丧失、生态系统结构受损、功能及稳定性下降等生态问题[6]。

林窗的概念由生态学家 A. S. Watt[7] 于 1947 年首次提出,主要指森林群落中老龄树木的死亡或偶然因素(如台风、火灾、砍伐等)造成成熟阶段的优势种死亡,从而造成林冠空隙的现象[7-8]。林窗扰动是森林生态系统中最重要、最常见的小尺度干扰,推动着森林的更新和演替进程,影响森林的物质循环[9]。林窗形成改变森林群落的生境,使光照、水分等因子发生变化[7],进而影响土壤理化性质。实地调查发现"百里杜鹃"天然杜鹃林存在大量小林窗(本研究面积<30 m^2),主要由砍伐、去除杂木、病虫灾害以及枯死等因素形成。研究发现自然过程产生的林窗尺度通常也较小[8],小林窗扰动的重要性已成为全球各种森林中森林动态和自然更新研究的共同主题[10]。目前,在林窗大小与森林土壤养分循环、微生物群落和酶活性等方面已进行较多研究[9,11]。但小林窗扰动对"百里杜鹃"天然杜鹃林表层土壤重金属分布特征的影响研究仍鲜见报道。本研究主要目标:评估小林窗(15 m^2<面积<30 m^2)扰动对"百里杜鹃"天然杜鹃林不同坡位及坡度土壤重金属 As、Cr、Pb、Zn、Cd、Hg、V、Fe、Ni 和 Mn 含量分布的影响;分析重金属来源以及环境因子(土壤性质-地形)对重金属分布的影响,揭示小林窗扰动-环境因子-重金属之间的联系;评价天然林小林窗土壤重金属的潜在生态风险。以期为"百里杜鹃"天然杜鹃林资源的保护和管理以及林窗扰动对天然杜鹃林土壤重金属分布的影响研究提供参考。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

"百里杜鹃"位于贵州省西北部,是地球同一纬度中低海拔地区面积最大的天然杜鹃林区。海拔 1 060～2 200 m,地理坐标 105°52′－106°03′E,27°

10′－27°20′N。年均温度 11.8℃，年降水量 1 000～1 100 mm，全年雨日多达 220.5 d，春夏降水量占 70%，全年日照时数 1 335.5 h，杜鹃林区年均相对湿度 84%，该地区主要土壤类型为硅质黄壤和煤层土[12-14]。研究区地理坐标范围 105°51′08″－105°51′47″E，27°13′39″－27°14′33″N；林窗与林下对照样地坡度分为缓坡（0°～9°），中坡（10°～29°），陡坡（30°～50°）[17]，样点数为（5∶5∶5）和（6∶5∶4）；坡位包括下坡位、中坡位、上坡位，样点数为（3∶5∶7）和（3∶7∶5）。采样点位于迷人杜鹃（*R. agastum*）、马缨杜鹃（*R. delavayi*）、露珠杜鹃（*R. irroratum*）为优势树种的天然杜鹃林（图 1），林内伴生植物主要有青冈（*Cyclobalanopsis glauca*）、响叶杨（*Populus adenopoda*）、白桦（*Betula platyphylla*）、柃木（*Eurya japonica*）、木姜子（*Litsea pungens*）、箭竹（*Fargesia spathacea*）、南烛（*Vaccinium bracteatum*）、蕨菜（*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*）、苔藓（*Bryophyta*）等。

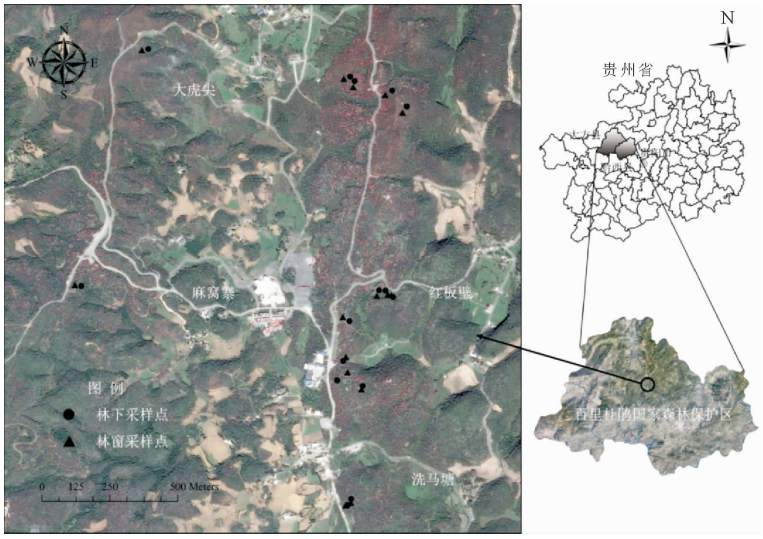


图 1 采样布点

Fig. 1 Spatial distribution of the sampling sites

1.2 土样采集与分析

2016 年 11 月，在“百里杜鹃”普底景区不同坡度（缓坡：0°～9°；中坡：10°～29°；陡坡：30°～50°）[18]、坡位，随机踏查，选择共采集天然形成小林窗（15 m^2＜面积＜30 m^2）样点 15 个，并在附近（＞8 m）采集配对的 15 个林下对照样点（图 1）。林窗土壤采样点位于林窗中央，林下样点位于杜鹃优势种形成的郁闭冠层下方，采样时去除表层凋落物、有机残渣和石块，运用 5 点法采集深度 0～10 cm 的土壤 1.5 kg，挑出石块和植物根茎后混合均匀，装入保鲜袋带回实验室，自然风干后磨细、过筛（100 目），置于密封袋内待测。样点海拔、经纬度、坡度由便携式定位 GPS 计测得。

土壤 pH 采用电极电位法测定（水土比为 2.5∶1）；有机质（SOM）用重铬酸钾容量法-外加热法测定。Hg 和 As 采用王水消解，测量采用非色散原子荧光光谱仪（北京，吉天，AFS-933）测定[3]。Pb、Zn、Ni、Cr、Cd、Mn、V、Fe 及营养元素 Ca、Mg 和 Na 含量经混酸（HNO_3－HF－$HClO_4$）开放式消煮[3,15]，采用 5300V 型电感耦合等离子体原子发射光谱仪（美国 Perkin Elmer 公司）测定。土壤的测定结果用于重计，测定时均做空白试验和平行试验。

1.2 数据处理

将坡位用数字等级进行划分，赋值下坡位 1、中坡位 2、上坡位 3，分析数据经标准化处理。不同坡位、坡度土壤重金属含量数据经 Kolmogorov-Smirnov 检验满足正态分布（P＞0.05），基于 SPSS 19.0 软件采用独立样本 t 检验分析相同地形小林窗与林下土壤重金属含量分布差异。基于 R 软件（R3.4.4）调用“Performance Analytics”包分析重金属间相关性，并调用“random Forest”包分析土壤重金属的重要性[16]。运用软件 CANOCO 4.5 对重金属与环境因子进行冗余分析（redundancy analysis，RDA）。

1.2.1 *潜在生态危害指数法* 潜在生态危害指数法（potential ecologicalrisk index，RI）[17]公式：

$$RI=\sum_{i=1}^{n}E_r^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^iC_f^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^i\frac{C_s^i}{C_n^i} \quad (1)$$

式中，RI 为多种金属的潜在生态危害指数；E_r^i 为第 i 种重金属的潜在生态风险指数；C_f^i 为第 i 种重金属的累积系数；T_r^i 为第 i 种元素的毒性系数（Zn＝Mn＝1、V＝Cr＝2、Ni＝Pb＝5、As＝10、Cd＝30、

Hg=40)[17,19];C_s^i 为第 i 种重金属的实测浓度值;C_n^i 为贵州省土壤的第 i 种重金属背景值(mg·kg^{-1})。贵州省土壤重金属 Zn、Mn、V、Cr、Ni、Pb、As、Cd 和 Hg 的含量背景值分别为 99.5、529、138.8、95.5、39.1、35.2、20、0.66 mg·kg^{-1}和 0.11 mg·kg^{-1}[18]。评价标准分级见表 1。

表 1　土壤重金属潜在生态风险的分级标准

Table 1　Grading standards of potential ecological risk of heavy metals in soils

E_r^i 分级	单项污染物生态风险等级	RI 分级	综合潜在生态风险等级
$E_r^i \leqslant 40$	低	$RI \leqslant 150$	低
$40 < E_r^i \leqslant 80$	中等	$150 < RI \leqslant 300$	中等
$80 < E_r^i \leqslant 160$	较强	$300 < RI \leqslant 600$	较强
$160 < E_r^i \leqslant 320$	高	$RI > 600$	很高
$E_r^i > 320$	很高		

2　结果与分析

2.1　不同坡位小林窗土壤重金属含量分析

上坡位林窗土壤 Zn 的平均含量显著大于中坡位林下对照,下坡位小林窗土壤 Cr 平均含量显著>林下,其余重金属含量均无显著差异($P<0.05$)(表 2)。中、上坡位林窗土壤 Pb 和 Zn 含量均>林下,与上坡位林窗土壤 As、Cr、Hg 和 Fe 含量高于林下不同,中坡位 As、Cr、Hg 和 Fe 含量<林下,相同坡位林窗土壤 Mn 和 Ni 含量均>林下。林窗土壤 Fe、Pb、V 和 Zn 含量随着坡位上升持续增加,林下土壤 Cd、Ni 含量保持相同变化趋势。与中国 GB15618-1995 规定的Ⅱ级标准相比,中、下坡位林窗土壤 Cd 超标量分别是林下的 2.38 倍和 17 倍,上、下坡位林窗土壤 Hg 超标量分别是林下 1.36 倍和 1.51 倍。

2.2　不同坡度小林窗土壤重金属含量分析

不同坡度小林窗与林下土壤重金属含量均无显著差异($P<0.05$)(表 3)。缓坡与中坡林窗土壤 Pb 和 Zn 含量均高于林下及陡坡林窗,不同坡度林窗土壤 Mn 和 Ni 含量均>林下对照。林窗土壤 As、Cr、Fe 和 V 含量随坡度升高而持续下降,林下土壤 As、Ni、Fe 和 V 含量呈相同趋势,土壤 As、Fe 和 V 可能受到成土母质的影响。另外,与中国 GB15618-1995 规定的Ⅱ级标准比较,中坡与陡坡林窗土壤 Cd 超标量分别是林下 1.79、13 倍,土壤 Hg 超标量分别是林下 1.02、2.55 倍。

2.3　土壤重金属相关分析

土壤重金属含量的相关性可以确定其来源是否相同,若含量相关说明来源相同的概率较大;无相关性说明来源较为复杂[15]。在显著水平为 0.05 时,小林窗和林下土壤 Cr-Fe 和 Cr-V 均呈显著正相关,而小林窗土壤 Mn-Zn、Zn-Ni 和 Zn-Cr 呈显著正相关,林下则是 Fe-Ni、Fe-Mn、Fe-Zn、Ni-Mn、Ni-V 和 V-Zn 呈显著正相关,重金属两两之间具有相同来源和很好的共生组合性(图 2a、2b)。在显著水平为 0.01时,小林窗土壤 Mn-Ni 呈极显著正相关。在显著水平为 0.001 时,小林窗和林下土壤 Fe-V 和 Hg-As 均呈极强正相关,林下土壤 Zn-Ni、Mn-Zn 呈极强正相关,重金属两两之间的共生组合性较好,具有相同来源。表明小林窗扰动对杜鹃林不同来源组类型土壤重金属在杜鹃林的积累产生影响,小林窗扰动减弱了天然杜鹃林土壤部分重金属(Zn-Ni、Mn-Zn)之间的共生性。

2.4　土壤重金属变量因子重要性

基于随机森林模型袋外数据(out-of-bag,OOB)可以得到变量因子重要性值,值越大,表明该变量因子作用越大[16]。从重要性值排序可知,Ni是影响

表 2　不同坡位小林窗土壤重金属分布特征

Table 2　Soil heavy metal distribution characteristics of the small gaps at a different slope positions

坡位	下坡位		中坡位		上坡位	
	林窗	林下	林窗	林下	林窗	林下
As/(mg·kg^{-1})	11.23±7.46	11.33±8.98	5.04±2.40	5.99±2.80	7.13±2.36	3.87±1.80
Cd/(mg·kg^{-1})	0.47±0.08	0.31±0.16	0.61±0.13	0.43±0.10	0.35±0.09	0.52±0.18
Cr/(mg·kg^{-1})	59.92±5.31a	24.09±2.78b	32.38±11.04ab	52.75±20.54ab	48.24±8.92ab	47.40±8.39ab
Hg/(mg·kg^{-1})	0.92±0.29	0.71±0.26	0.78±0.17	0.82±0.21	0.83±0.18	0.69±0.11
Mn/(mg·kg^{-1})	320.62±226.41	194.40±25.11	91.84±7.10	76.73±14.79	375.25±253.26	122.71±40.07
Fe/(g·kg^{-1})	17.76±0.82	16.66±1.59	20.82±9.83	23.56±7.54	22.89±6.02	21.89±3.59
Ni/(mg·kg^{-1})	13.03±3.72	12.74±3.05	12.98±1.41	12.80±3.20	16.40±2.14	13.79±3.39
Pb/(mg·kg^{-1})	25.73±1.66	33.49±7.60	33.91±10.48	20.69±3.04	33.96±9.59	22.48±3.72
Zn/(mg·kg^{-1})	30.41±3.88	33.99±9.05	37.63±7.94	26.23±4.56	48.37±9.97	30.50±7.26
V/(mg·kg^{-1})	58.88±1.31	57.43±2.71	72.76±29.24	95.47±35.02	75.35±19.03	81.21±16.89

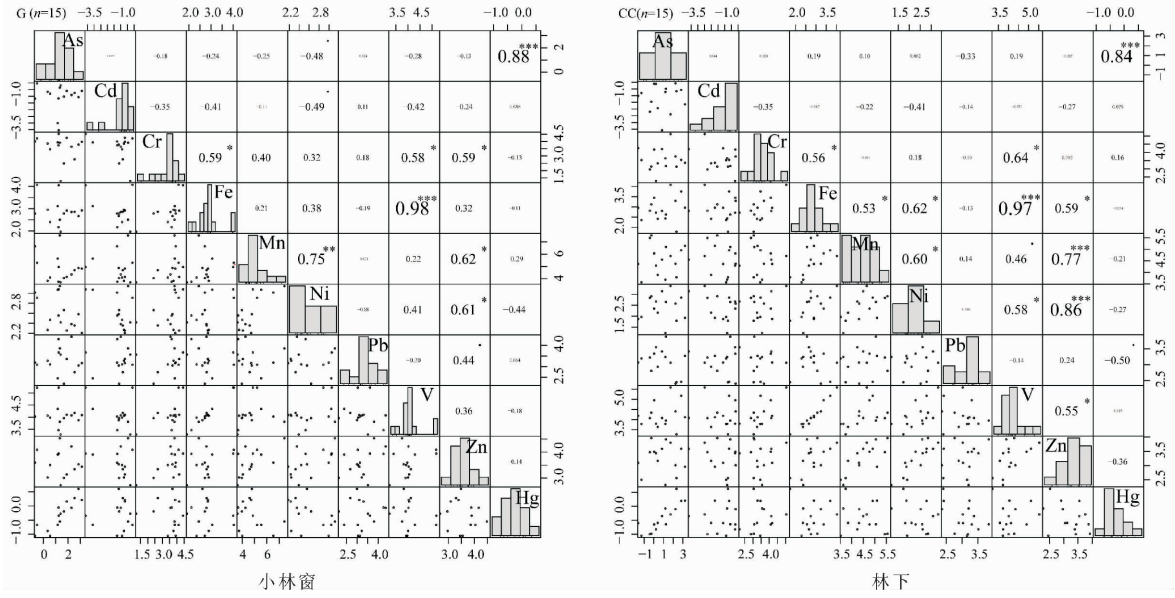
注:同一行有字母 a、b 标记的数据(均值±标准误差)差异显著($P<0.05$),未标记差异不显著。

表 3 不同坡度小林窗土壤重金属分布特征

Table 3 Soil heavy metal distribution characteristics of the small gaps at different slopes

坡度	缓坡		中坡		陡坡	
	林窗	林下	林窗	林下	林窗	林下
As/(mg·kg^{-1})	9.15±4.42	8.73±4.36	6.57±3.32	7.24±3.75	6.04±2.41	1.69±0.84
Cd/(mg·kg^{-1})	0.31±0.11	0.47±0.15	0.64±0.13	0.49±0.14	0.43±0.04	0.31±0.12
Cr/(mg·kg^{-1})	56.83±9.16	61.18±22.25	41.76±10.54	33.82±0.11	37.26±11.26	35.58±11.90
Hg/(mg·kg^{-1})	0.77±0.15	0.79±0.12	0.93±0.24	0.92±0.28	0.81±0.20	0.50±0.04
Mn/(mg·kg^{-1})	135.66±40.74	133.86±33.32	460.79±357.08	78.51±19.42	213.11±140.06	134.53±44.14
Fe/(g·kg^{-1})	27.20±7.80	28.65±6.80	20.44±9.85	18.25±6.44	15.88±1.27	15.30±1.74
Ni/(mg·kg^{-1})	14.60±2.91	13.66±3.78	15.81±2.21	13.65±3.22	13.35±1.95	11.65±2.44
Pb/(mg·kg^{-1})	36.70±12.17	21.64±2.74	40.08±9.71	22.69±4.80	20.10±3.51	28.60±6.81
Zn/(mg·kg^{-1})	44.37±8.30	30.09±6.73	50.78±13.07	25.80±5.47	28.44±3.02	32.14±6.50
V/(mg·kg^{-1})	88.19±24.98	113.02±34.23	67.73±29.92	70.65±27.53	57.66±2.35	53.83±5.98

注:表中数据为均值±标准误差,t 检验无显著差异($P<0.05$),未做标记。



注:* 显著相关 $P<0.05$,* * 极显著相关 $P<0.01$,* * * 极强显著相关 $P<0.001$。

图 2 小林窗和林下土壤重金属的相关系数

Fig. 2 Correlation coefficients of soil heavy metals in small gaps and closed canopies

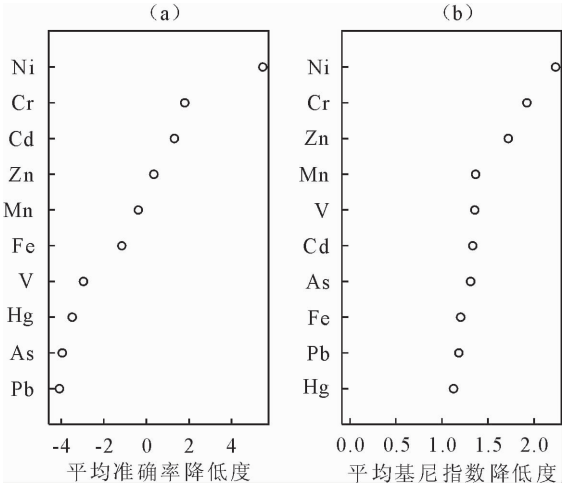
杜鹃林小林窗和林下土壤重金属分布最重要的指示因子,Cr 具有重要作用,其余土壤重金属变量重要性略有差异(图 3)。提高模型精确度最大的变量是 Ni(图 3a),Ni 在后代节点中产生高度同质性的变量中发挥了最有效的作用(图 3b),表明 Ni 对随机森林重要性排序影响最大,对其他 9 种重金属在杜鹃林表层土分布影响较大。

2.5 环境因子与林区土壤重金属的冗余分析

RDA 可以检验一组变量变化在多大程度上解释了另一组变量中的变化,是识别污染源并揭示污染物分布与土壤特性之间关系的有效工具[20]。图 4 中 2 个箭头的夹角反映环境因子与土壤重金属变量相关性大小。其中夹角为 0°~90°时,2 个变量呈正相关;夹角为 90°~180°时,二者呈负相关;夹角为 90°,两者无相关关系[20]。排序图中第一、二轴分别解释 63.7%、20.6%重金属与环境因子变量信息(图 4)。在第 1 轴上环境因子与重金属变量的相关系数为 0.958,第 2 轴上为 0.802。因子 Mg($P=0.002$,$F=10.61$)、海拔($P=0.004$,$F=3.89$)、Ca($P=0.02$,$F=2.53$)与杜鹃林土壤重金属显著相关($P<0.05$),其他环境因子影响不显著。杜鹃林土壤 Mg、Na、坡位与土壤 Cr、V、Fe 呈较强正相关,海拔、SOM 与土壤 Cd、Hg、As 呈正相关,而土壤 Ca、坡度与 Pb 呈较强正相关,土壤 pH 值与重金属 Mn、Ni、Zn 也呈正相关。

2.6 土壤重金属潜在生态风险评价

小林窗土壤重金属单项潜在生态风险为:Hg>Cd>Pb>As>Ni>V>Cr>Mn>Zn;林下为 Hg>Cd>Pb>As>Ni>V>Cr>Zn>Mn(表 4)。杜鹃林土壤Hg的潜在生态危害最为严重,风险很高;

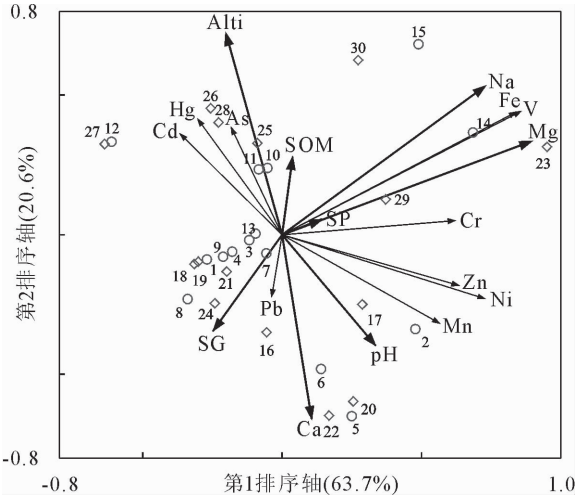


注:a:平均精确度下降;b:平均基尼下降。

图 3　随机森林对小林窗与林下土壤重金属变量的重要性排序

Fig. 3　Ranking of soil heavy metal variable importance in small gaps and closed canopies by random forest

其次是 Cd 元素,属高危害;其他 7 种重金属为低风险。小林窗与林下土壤 Hg 的单项生态风险较高样点个数比为 3∶3,林窗生态危害系数 E_r^i 均值高于林下 1.54%;高风险样点个数比分别为 6∶7,林窗生态危害系数 E_r^i 均值高于林下 12.34%;其余样点风险均很高。而小林窗和林下土壤 Cd 的单项生态风险较高样点是 15、21、26、29,其他样点均为低风险。除 Ni 外,其他小林窗土壤重金属的单项潜在生态风险均>林下。小林窗土壤重金属的综合潜在生态风险>林下,林窗与林下中等风险样点个数比为 7∶9,高风险样点个数比为 7∶4,均有 1 个样点风险很高,其余样点为低风险。与 GB15618-1995 规定的Ⅱ级标准相比,小林窗土壤 Hg、Cd 平均含量分别超过 2.78、1.53 倍,林下分别是 2.52、1.45 倍;小林窗样点土壤 Hg、Cd 含量超标率分别为 100%、87%,林下样点分别为 100%、60%,林窗超标程度更为严重。



注:环境因子(pH、SOM、Ca、Mg、Na;Alti:海拔;SG:坡度;SP:坡位);圆圈表示小林窗样点(1~15);方块表示林下样点(16~30),数字如 1~16 表示一组一一对应样点。

图 4　环境因子与土壤重金属之间的 RDA 排序图

Fig. 4　Ordination diagram of RDA with environmental factors and soil heavy metals

表 4　土壤重金属的潜在生态风险

Table 4　The potential ecological risk for topsoil heavy metals in the small gaps and closed canopies

元素	小林窗				林下			
	样点数	范围/倍	均值	单因子生态风险	样点数	范围/倍	均值	单因子生态风险
As	15	0.28~12.80	3.63	低	15	0.11~14.59	3.18	低
Cr		0.08~1.93	0.95	低		0.2~3.53	0.95	低
Mn		0.08~3.51	0.51	低		0.07~0.52	0.22	低
Ni		1.16~2.97	1.87	低		0.64~5.43	2.43	低
Pb		1.28~11.67	4.59	低		1.57~6.91	3.39	低
V		0.39~2.70	1.03	低		0.38~3.89	1.2	低
Zn		0.16~0.94	0.41	低		0.1~0.53	0.29	低
Cd		1.32~44.59	20.91	低		1.27~42	19.8	低
Hg		127.27~667.64	302.98	很高		128.00~682.91	274.62	很高
RI		6.21~5053.07	336.88	较高		3.28~4591.02	306.08	较高

3　结论与讨论

3.1　结论

杜鹃林小林窗与林下土壤 Hg、Cd 平均含量均超过国家Ⅱ级标准,其中小林窗超标更严重。小林窗扰动影响重金属在天然杜鹃林表层土分布,下坡位小林窗土壤 Cr 含量显著>林下,中坡位、上坡位、中坡和缓坡小林窗土壤 Pb、Zn 含量均>林下,不同坡位和坡度小林窗土壤 Mn 和 Ni 含量均>林下。环境因子解释了 84.3%的土壤重金属变化,Mg、海拔、Ca 是解释重金属分布最重要的环境因子。影响杜鹃林小林窗与林下土壤重金属分布的重金属因子是 Ni,其次是 Cr。

小林窗扰动为重金属进入杜鹃林表层土壤提供

了便捷通道,影响郁闭度、水分、温湿度等环境因子在天然杜鹃林地表的再分配,改变表层土壤重金属的空间分布。小林窗土壤的综合潜在生态风险>林下,小林窗扰动造成的冠层开放降低天然杜鹃林的郁闭度,微环境的改变促进含重金属颗粒物在杜鹃林表层土壤的积累,从而导致林窗土壤重金属综合潜在生态风险较高;杜鹃林表层土壤 Hg 和 Cd 生态风险均较高,但小林窗土壤 Hg 和 Cd 生态风险>林下。因此,在百里杜鹃天然杜鹃林的保护和管理过程中,应重视 Hg、Cd 污染的防治以及小林窗扰动对重金属分布的影响。

3.2 讨论

1)小林窗扰动影响杜鹃林重金属分布。中、上坡位小林窗土壤 Pb、Zn 含量均>林下对照,并随坡位上升呈增加趋势,可能与车辆爬坡(中、上坡位)时尾气排放量增加导致土壤重金属 Pb 和 Zn 含量升高有关[22],小林窗扰动减少杜鹃林冠层对车辆排放物的阻挡。上坡位小林窗土壤 As、Cr、Hg 和 Fe 含量均>林下,而中坡位 As、Cr、Hg 和 Fe 含量<林下,下坡林窗土壤 Cr 平均含量显著>林下,可能受到林窗植被和凋落物层对降雨截流的影响[23],以及上、下坡位林窗平缓微地形减少重力和雨水对表层土壤含重金属细颗粒的搬运迁移所致。相同坡位林窗土壤 Mn 和 Ni 含量>林下,究其原因是林窗扰动造成的冠层开放降低了天然杜鹃林的郁闭度,为含重金属颗粒物进入杜鹃林表层土壤提供便捷渠道[24],导致外源输入量增加,同时林窗形成木杜鹃对表层土重金属的富集吸收也是重要影响因素[4]。

2)小林窗扰动促进中坡林窗土壤 Zn 含量增加,可能与区居民生活及元素迁移特点有关[25]。中坡、缓坡小林窗土壤 Pb 和 Zn 含量高于林下及陡坡林窗,本研究测得中、缓坡林窗土壤 pH 值分别高于林下 8.23%、10.70%,土壤酸性变弱降低重金属的迁移能力,且中坡、缓坡小林窗地势平缓,迁移作用减弱,导致外来颗粒物不断堆积,重金属含量增加[23]。小林窗土壤 Mn、Ni 含量在相同坡度均>林下,与植物富集吸收作用有关,研究表明,百里杜鹃公园内露珠杜鹃、马缨杜鹃叶片对土壤 Mn 和 Ni 富集能力较强[4],小林窗扰动减少杜鹃属根系对土壤 Mn 和 Ni 的吸收富集。此外,中、陡坡林窗土壤 Hg 和 Cd 含量均>林下,可能是林下杜鹃植物富集吸收、林窗植物与凋落物截流、外源输入量增加等因素协同作用所致。

3)对杜鹃林小林窗与林下土壤重金属分布影响最大的重金属因子是 Ni,Cr 具有重要作用。Ni 和 Cr 在杜鹃林分布主要受煤矿开采、燃煤、旅游交通、大气降尘、地面扬尘、成土母质、杜鹃属富集等因素的影响[4,20-21,26]。小林窗扰动降低天然杜鹃林郁闭度[24],改变森林降水、温度和光照强度分配,影响植物生长、土壤微生物以及酶活性[9,11,21],从而影响天然杜鹃林表层土 Ni 和 Cr 等重金属的积累。

万佳蓉[27]等研究发现海拔影响山地森林土壤 Cd、As 等浓度,而 Cr 分布还与镁氧化物和成土母质有关[28-29]。土壤 SOM 影响重金属的化学形态转换与吸收,改变其毒性和生物有效性[20]。有研究表明,pH 值对土壤重金属的溶解度、迁移率和生物有效性影响较大,大多数重金属在酸性 pH 值下趋于可用[26],从而改变杜鹃林土壤 Mn、Ni、Zn 含量,促进土壤钙氧化物与 Pb 结合并于表层土壤富集[30],经迁移搬运在平缓的中、缓坡积累。小林窗扰动影响森林土壤 pH 值,与刘羽霞[21]等研究结果一致,杜鹃林小林窗表层土 pH 均值大于林下 4%,表明,土壤酸化可以导致 Ca、Mg 等营养元素流失和重金属积累[31],土壤酸性变弱能够增加林窗植物生长需要的养分供给,并降低重金属对林窗植物的危害。小林窗扰动加速杜鹃林有机质分解,本研究林窗土壤 SOM 平均含量低于林下 9%,而土壤 SOM 与 Ca^{2+}、Mg^{2+} 和 Na^{+} 呈负相关关系[32],进一步影响杜鹃林表层土重金属分布。

4)小林窗土壤重金属的综合潜在生态风险>林下对照,杜鹃林土壤 Hg、Cd 潜在生态风险较高,与僮祥英[5]等的结论一致,但小林窗生态风险更高。可能是因为长期的旅游活动、采煤开采、煤炭燃烧和交通运输产生的含(Hg、Cd 等)重金属细小颗粒物经大气降尘迁移进入研究区[26],小林窗扰动减少杜鹃林冠层的阻挡和吸收,导致林窗表层土重金属含量较高。此外,煤矸石也是杜鹃林重金属来源,贵州大部分煤矿煤矸石堆场周边 50~200 m 范围,受径流及渗透水影响,导致水体重金属污染以 Hg、Cd 为主[3]。某些长效农药(有机氯等)在杜鹃林农林地大量喷施也影响土壤中 Cd 等的累积[5],小林窗扰动影响重金属的迁移过程,增加表层土重金属的生态风险。另外,杜鹃林土壤重金属 Hg、Cd 在重要性分析中重要值排序均比较低,而生态风险评价中排名较高,可能是 Hg、Cd 的毒性系数较高所致。

5)有研究表明百里杜鹃的露珠和马缨杜鹃叶片对土壤重金属的富集能力大小为 Mn>Zn>Ni>Cd[4],杜鹃属对土壤 Pb、Cd、Zn 富集能力较高,是禾本植物的 2 倍[33],杜鹃属部分菌根真菌还能溶解含有重金属的矿物质[34],它们共同作用降低了林下土壤重金属含量。此外,酚酸类是百里杜鹃天然林中杜鹃属释放出的主要化感物质之一[13],其在杜鹃

凋落物中含量较高,凋落物分解逐渐改变表层土酸性和酚酸含量[35],但杜鹃林下凋落叶大量堆积,分解困难使得土壤酸性增加;小林窗扰动促进凋落物分解导致林窗土壤酚酸含量>林下,土壤酸性降低,而酚酸是 Mn、Fe 等重金属的强络合剂,可以导致小林窗土壤溶解态的重金属与养分(SOM、N、P 等)发生沉淀或者被吸附[36],从而降低林窗中杜鹃幼苗遭受土壤重金属危害的风险。小林窗扰动为杜鹃种子萌发、幼苗幼树生长创造了良好生境,具有较好的生态意义。

本研究采样点靠近公路,受起伏地势、物种差异等因素制约,可能对天然林土壤重金属含量造成影响,导致未能全面反映小林窗对天然杜鹃林土壤重金属分布的扰动。研究表明,森林土壤重金属距离公路越近含量越高[6],样点 14、15、29、30 土壤为煤层土,两者可能导致杜鹃林生态风险呈条带状或局部偏高。此外,较高的毒性响应系数也可能导致杜鹃林土壤 Hg、Cd 生态风险偏高,且大多数重金属的空间分布并不存在显著差异,说明小林窗扰动的作用较小,进一步研究还需考虑不同尺度林窗扰动与样地微环境中不同植物对重金属毒性的响应阈限。

参考文献:

[1] 李朝婵,田红红,全文选. 基于 HPLC 对野生杜鹃林区土壤酚酸类物质的鉴定与评价[J]. 贵州师范大学学报:自然科学版,2018,36(2):22-25.

[2] 谢元贵,车家骧,孙文博,等. 煤矿矿区不同采煤塌陷年限土壤物理性质对比研究[J]. 水土保持研究,2012,19(4):26-29.
XIE Y G,CHE J X,SHUN W B,*et al*. Comparison study of mining subsidence years on soil physical properties of in mining area[J]. Research of Soil and Water Conservation,2012,19(4):26-29. (in Chinese)

[3] 罗海波,刘方,龙健,等. 贵州山区煤矸石堆场重金属迁移对水稻土质量的影响及评价[J]. 水土保持学报,2010,24(3):71-74.
LUO H B,LIU F,LONG J,*et al*. Impacts of heavy metal migration from gangue yard on paddy soil quality in hilly areas of Guizhou Province and its evaluation[J]. Journal of Soil and Water Conservation,2010,24(3):71-70. (in Chinese)

[4] 乙引,陈训,陈雪鹃,等. 贵州省百里杜鹃国家森林公园综合科学考察集[M]. 北京:科学出版社,2016:16-25.

[5] 僮祥英,杨玉琼,刘红. 百里杜鹃矿区附近土壤重金属潜在生态风险及环境容量研究[J]. 安徽农业科学,2011,39(4):2146-2148.

[6] ZEHETNER F,ROSENFELLNER U,MENTLER A,*et al*. Distribution of road salt residues,heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface[J]. Water Air and Soil Pollution,2009,198(1/4):125-132.

[7] WATT A S. Pattern and process in the plant community[J]. Journal of Ecology,1947,35:1-22.

[8] SPIES T A,FRANKLIN J F. Gap characteristics and vegetation response in coniferous forests of the pacific northwest[J]. Ecology,1989,70(3):543-545.

[9] 肖建强,张维维,于立忠,等. 辽东山区次生林林窗大小对土壤微生物量碳、氮、磷的影响[J]. 生态学杂志,2017,36(11):3043-3048.
XIAO J Q,ZHANG W W,YU L Z,*et al*. Effects of gap size on soil microbial biomass carbon,nitrogen and phosphorus in a secondary forest in a montane region of eastern Liaoning Province,China[J]. Chinese Journal of Ecology,2017,36(11):3043-3048. (in Chinese)

[10] RÖMER A H,KNEESHAW D D,BERGERON Y. Small gap dynamics in the southern boreal forest of eastern canada:do canopy gaps influence stand development[J]. Journal of Vegetation Science,2007,18(6):815-826.

[11] YANG Y,GENG Y,ZHOU H,*et al*. Effects of gaps in the forest canopy on soil microbial communities and enzyme activity in a Chinese pine forest[J]. Pedobiologia,2017,61:51-60.

[12] 吴士章,赵卫权,兰序书,等. 贵州西部百里杜鹃生长发育与生态气候的相关研究[J]. 贵州师范大学学报:自然科学版,2009,27(1):9-13.

[13] LI C C,QUAN W X,CHEN X J,*et al*. Dynamics of endogenous hormones,anatomical structure during the cutting propagation of wild *Rhododendron sacbrifolium* Franch[J]. Pakistan Journal of Botany,2017,49(6):2295-2299.[41]

[14] 李朝婵,乙引,全文选,等. 野生高山杜鹃群落林内自然挥发的化感成分[J]. 林业科学,2015,51(12):35-44.
LI C C,YI Y,QUAN W X,*et al*. The natural volatile components of allelochemicals in the wild alpine *Rhododendron* community[J]. Scientia Silvae Sinicae,2015,51(12):35-44. (in Chinese)

[15] 陈新闯,郭建英,董智,等. 绿洲边缘新月形沙丘表层沉积物粒度与重金属分布特征[J]. 环境科学学报,2015,35(11):3662-3668.
CHENG X C,GUO J Y,DONG Z,*et al*. Grain size and heavy metals distribution characteristics on surface sediments of the barchans in the edge of oasis[J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2015,35(11):3662-3668. (in Chinese)

[16] ARCHER K J,KIMES R V. Empirical characterization of random forest variable importance measures[J]. Computational Statistics and Data Analysis,2008,52(4):2249-226.

[17] HÅKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.

[18] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社,1990:87-256.

[19] 徐争启,倪师军,庹先国,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. (in Chinese)

[20] ZHAO L,XU Y,HOU H,*et al*. Source identification and health risk assessment of metals in urban soils around the Tanggu chemical industrial district,Tianjin,China[J]. Science

of the Total Environment,2014:468-469,654-662.

[21] 刘羽霞,许嘉巍,靳英华,等. 基于地形因子的长白山高山苔原土理化性质空间差异[J]. 生态学杂志,2017,36(3):640-648.
LIU Y X,XU J W,JIN Y H,*et al*. Spatial variability of soil physicochemical properties in the alpine tundra of Changbai Mountain in relation to topographic factors[J]. Chinese Journal of Ecology,2017,36(3):640-648. (in Chinese)

[22] FEDOROVA A I,KALAEV V N,PROSVIRINA Y G,*et al*. Mutagenic activity of heavy metals in soils of wayside slopes [J]. Eurasian Soil Science,2007,40(8):893-899.

[23] 欧江,张捷,崔宁洁,等. 采伐林窗对马尾松人工林土壤微生物生物量的初期影响[J]. 自然资源学报,2014,29(12):2036-2047.
OU J,ZHANG J,CUI N J,*et al*. The early effects of forest gap harvesting on soil microbial biomass in *Pinus massoniana* plantations[J]. Journal of Natural Resources,2014,29(12):2036-2047. (in Chinese)

[24] 傅伟聪,齐津达,朱志鹏,等. 百里杜鹃森林公园杜鹃盛开期大气颗粒物浓度变化特征[J]. 西北林学院学报,2016,31(2):288-294.
FU W C,QI J D,ZHU Z P,*et al*. Changing features of atmospheric particulate matter concentration in azalea blooming period in baili azalea forest park[J]. Journal of Northwest Forestry University,2016,31(2):288-294. (in Chinese)[42]

[25] 楚纯洁,周金风. 平顶山矿区丘陵坡地土壤重金属分布及污染特征[J]. 地理研究,2014,33(7):1383-1392.
CHU C J,ZHOU J F. Distribution and pollution of soil heavy metals in hilly upland around Pingdingshan coal mining area [J]. Geographical Research,2014,33(7):1383-1392. (in Chinese)

[26] 王红宇,李金娟,孙哲,等. 贵州盘县大气降尘重金属污染含量特征与来源分析[J]. 贵州大学学报:自然科学版,2014,31(4):124-127.

[27] 万佳蓉,聂明,邹芹,等. 土壤重金属沿山地森林海拔梯度的分布特征[J]. 光谱学与光谱分析,2011,31(12):3371-3374.
WAN J R,NIE M,ZOU Q,*et al*. Distribution characteristics of heavy metals along an elevation gradient of montane forest [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis,2011,31(12):3371-3374. (in Chinese)

[28] 王宇,王宝玲,王为东. 构筑根孔湿地中金属元素的来源、分布及其累积效应[J]. 环境科学学报,2014,34(1):168-185.
WANG Y ,WANG B L ,WANG W D. Sources,distribution and accumulation effect of metal elements in a constructed root channel wetland [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2014,34(1):168-185. (in Chinese)

[29] 刘二雄,耿荣,耿增超. 汉城湖绿化区土壤重金属污染评价[J]. 西北林学院学报,2016,31(4):284-290.
LIU E X,GENG R,GENG Z C. Pollution assessment on soil heavy metals in green belts of Hancheng lake[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2016, 31(4): 284-290. (in Chinese)

[30] 王茜,张光辉,田言亮,等. 皖江经济区基本农田地球化学特征及成因[J]. 地质学报,2016,90(8):1988-1997.
WANG Q,ZHANG G H,TIAN Y L,*et al*. The character and influencing factors of geochemical distribution in basic farmland of economic zone along Yangzte River in Anhui[J]. Acta Geologica Sinica,2016,90(8):1988-1997. (in Chinese)

[31] 凌宏文,樊宇红,朴河春. 桑园地和玉米轮作地土壤 pH 变化的比较研究[J]. 生态环境学报,2015,24(5):778-784.
LING H W,FAN Y H,PU H C. The changes of soil pH in mulberry plantation and maize rotation[J]. Ecology and Environmental Sciences,2015,24(5):778-784. (in Chinese)

[32] 王水良,王平,王趁义,等. 马尾松酸性根际环境中铝的化学行为——以重庆酸雨区马尾松林地土壤为例[J]. 应用与环境生物学报,2010,16(4):523-528.
WANG S L,WANG P,WANG C Y,*et al*. Chemical behavior of aluminum in the acidic rhizosphere of *Pinus massoniana* Lamb—a case study on its cultivation in acid forest soil in Chongqing,China[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology,2010,16(4):523-528. (in Chinese)

[33] ZU Y Q,LI Y,CHEN J J,*et al*. Hyperaccumulation of Pb,Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan,China[J]. Environment International,2005,31(5):755-762.

[34] VALLINO M,DROGO V,ABBA S,*et al*. Gene expression of the ericoid mycorrhizal fungus oidiodendron maius in the presence of high zinc concentrations[J]. Mycorrhiza,2005,15(5):333-344.

[35] WHITEHEAD D C,DIBB H,HARTLEY R D. Extractant pH and the release of phenolic compounds from soils,plant roots and leaf litter. [J]. Soil Biology and Biochemistry,1981,13(5):343-348.

[36] INDERRJIT,MALLIK A U. Effect of phenolic compounds on selected soil properties[J]. Forest Ecology and Management,1997,92(1/3):11-18.