

外源铀胁迫对铀矿区土壤环境质量生物学指标的影响

张倩^{1,2}, 陈晓明^{1,2}, 余昊^{1,2}, 智元杰^{1,2}

(1. 西南科技大学生命科学与工程学院, 四川绵阳 621010; 2. 西南科技大学核废物与环境安全国防重点学科实验室, 四川绵阳 621010)

摘要 [目的]考察二次铀污染下铀矿区土壤功能的变化情况。[方法]对铀矿区的土壤样品进行不同浓度外源铀胁迫处理,对相关生物学指标进行测定。[结果]原土壤主要受砷、镉、铀的复合污染,外源铀胁迫浓度增加,使土壤微生物数量减少,对土壤葡萄糖酶、过氧化氢酶和脲酶的活性具有不同程度的抑制作用,与土壤代谢熵呈显著正相关,而与微生物生物量碳、微生物生物量氮、微生物熵均呈显著负相关。[结论]土壤环境质量生物学指标可以表征重金属胁迫下土壤环境质量的变化情况。

关键词 重金属;铀;生物学指标;酶**中图分类号** S154 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2016)15-202-05**Effects of Exogenous Uranium Pollution on Soil Biological Indicators of Environmental Quality in Uranium Mining Area****ZHANG Qian^{1,2}, CHEN Xiao-ming^{1,2}, YU Hao^{1,2} et al** (1. School of Life Science and Engineering, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621010; 2. National Defense Key Laboratory of Nuclear Waste and Environmental Safety, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621010)

Abstract [Objective] The aim was to investigate the change of soil functions under the second uranium contamination in the uranium mining area. [Method] Different concentrations of exogenous uranium stress was conducted on soil samples from uranium mining area, the relevant biological indicators were determined. [Result] The result showed that the main heavy metal elements found in the polluted area were As, Cd and U. The increasing concentration of exogenous uranium pollution inhibited the microbial quantity, glucose enzyme activity, catalase activity and urease activity to different extent. A significant positive correlation was shown to exist between exogenous uranium pollution and soil metabolic quotient whereas a negative correlation between exogenous uranium pollution and microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen as well as microbial quotient. [Conclusion] These biological indicators can express the evolution of soil environmental quality under the exogenous heavy metal pollution.

Key words Heavy metal; Uranium; Biological indicator; Enzyme

近年来,土壤重金属污染是环境科学的一个热点研究方向。重金属污染不仅使生态环境质量遭受损害,还会对人畜健康产生不利影响。评估遭受重金属污染的土壤环境质量时,一般采用重金属的总量指标和有效量指标^[1],但是总量指标难以全面反映土壤重金属的生物有效性,而有效量指标受到测定方法差异等诸多因素的限制,可比性较差。因此,可以采用土壤环境质量生物学指标^[2]反映土壤重金属的污染状况。研究表明,微生物生物量、土壤酶活性、微生物熵、代谢熵等土壤质量生物学指标对自然和人为活动引起的外界条件变化很敏感。代谢熵是指单位重量微生物生物量碳的呼吸量值,它把微生物生物量的大小和微生物的生物活性和功能有机结合,反映了微生物群落的生理特征^[3];微生物熵是指土壤微生物生物量碳和总有机碳的比值,可以作为反映重金属污染对土壤生态产生影响的较好指标^[4]。

研究表明,可以通过土壤微生物生物量、土壤酶活性和微生物熵来表征土壤受重金属污染程度。一般认为,重金属污染能引起微生物生物量的下降,而土壤呼吸量的增加被认为是微生物对逆境的一种反应机理^[5]。Fliebbach等^[6]研究认为,代谢熵可用于指示土壤重金属污染对微生物的影响程度,揭示土壤发生过程、基质质量、生态演变以及对环境胁迫的反应。国内外对这类课题的研究多针对旱地土壤,土壤原

位重金属的污染效应,以及通过外源添加重金属模拟污染土壤。笔者通过对川西北某铀矿区污染土壤样品中添加外源铀,研究重金属复合污染与土壤生物学指标之间的内在联系,了解重金属污染对土壤质量的影响,以期评估铀的二次污染情况提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集 样品采集于2014年8月在若尔盖矿区(102°45'~102°46' E, 34°12'~34°13' N)进行。选择TY₁、TY₂和TY₃3个采样位点在同一污染带的土壤样品进行研究。

1.2 试验设计 土壤胁迫处理采取向供试土壤中添加外源铀的方式。根据前期对该铀矿区铀污染现状的调查,发现土壤总铀浓度为30~180 mg/kg(干土),因该供试土壤的本底铀浓度为87.93 mg/kg,因此,将外源铀胁迫浓度分别设为10、50、100和200 mg/kg(干土),以原土样作为空白对照。试验设计中,每处理土壤样品用量为100.0 g,置于25℃下培养,胁迫时间为14 d,保持土壤水分为最大田间持水量的60%,每处理3次重复(表1)。选用醋酸双氧铀[$\text{UO}_2(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$,分析纯,湖南楚胜威化工]为铀原料,根据铀的含量配制成1%的溶液,备用。

1.3 培养基制备

1.3.1 细菌培养基。LB培养基:酵母浸出粉5.00 g,蛋白胨10.00 g,NaCl 10.00 g,琼脂15.00 g,去离子水定容至1 000 mL,pH 7.2~7.4。

1.3.2 真菌培养基。马丁氏孟加拉红培养基:KH₂PO₄ 1.00 g,MgSO₄·7H₂O 0.50 g,蛋白胨5.00 g,葡萄糖10.00 g,

基金项目 西南科技大学研究生创新基金项目(15yex088);核废物与环境安全国防重点学科实验室基金项目(15yyhk05);国家973计划项目(2014CB846003);国防科技项目(14zg6101)。

作者简介 张倩(1989-),女,四川成都人,硕士研究生,研究方向:重金属与微生物群落相互作用。

收稿日期 2016-04-25

表 1 外源铀胁迫的处理方式

Table 1 Processing ways for exogenous uranium pollution

采样点 Sampling site	样品编号 Sample No.	外源铀胁迫浓度 Concentration of exogenous uranium stress//mg/kg(干土)
TY ₁	CK	0
	B	10
	C	50
	D	100
	E	200
TY ₂	CK	0
	G	10
	H	50
	I	100
	J	200
TY ₃	CK	0
	L	10
	M	50
	N	100
	O	200

琼脂 20.00 g, 去离子水定容至 1 000 mL, pH 自然。在煮开的培养基中每 1 000 mL 加 1% 孟加拉红水溶液 3.3 mL, 临用时每 100 mL 培养基中加 1% 链霉素液 0.3 mL。

1.3.3 放线菌培养基。高氏一号培养基: 可溶性淀粉 20.00 g, KNO₃ 1.00 g, K₂HPO₄ 0.50 g, MgSO₄ · 7H₂O 0.50 g, NaCl 0.50 g, FeSO₄ · 7H₂O 0.01 g, 琼脂 20.00 g, 去离子水定容至 1 000 mL, pH 7.4 ~ 7.6。

1.4 测定项目与方法 砷、镉、铬、铜、铅、锌、铀含量采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICAP6500, Thermo Scitific)测定; 土壤 pH 采用水土比 2.5:1 测定; 土壤有机质含量采用 H₂SO₄ - K₂CrO₇ 外加热法测定; 过氧化氢酶活性采用 Johnson 与 Temple 法测定^[7]; 脲酶活性和葡萄糖酶活性的测定方法参照《土壤酶学》^[7]; 土壤微生物生物量碳和土壤微生物生物量氮含量采用熏蒸浸提法测定^[8]; 浸提液中的氮含量采用凯

氏消煮法测定^[9]。

土壤基础呼吸的测定: 称取 50.00 g 鲜土置于 150 mL 三角瓶中, 将装有 5 mL 浓度为 1 mol/L 氢氧化钠溶液的小吸收瓶放在三角瓶中, 加盖密封, 于 25 °C 恒温培养 24 h, 取出氢氧化钠吸收瓶, 加入 2 mL 0.5 mol/L BaCl₂ 及酚酞指示剂, 用稀盐酸滴定至无色, 测定吸收的二氧化碳含量, 即为土壤微生物呼出的二氧化碳。同时做空白对照试验。

铀胁迫土壤中微生物数量的测定: 称取 5.00 g 土壤样品置于 45 mL 带玻璃珠的灭菌生理盐水中, 在 120 r/min、37 °C 条件下震荡 24 h, 取出, 吸取 0.5 mL 悬液, 加入到 4.5 mL 灭菌的生理盐水进行梯度稀释, 采用螺旋接种仪(AP5000, Spiral Biotech)将稀释液分别均匀涂布到细菌、真菌和放线菌 3 种固体培养基上。分别记录每个样品中各类微生物的数量, 数据以平均值 ± 标准误差的对数值表示。

1.5 数据分析 采用 Origin 8.5 对数据进行处理, 采用 SPSS 22.0 进行主成分分析。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量 由表 2 可知, 同一来源的土壤, 通过不同浓度外源铀胁迫处理后, 土壤样品浸出液 pH 小于 7.00, 呈中性或弱酸性; 同一外源铀处理中, 随着外源铀胁迫浓度的增加, 有机碳和水解氮含量降低, 而全氮、全碳含量无显著变化, 说明土壤中参与碳循环和氮循环的微生物由于外源铀的胁迫导致生长代谢异常。

由表 2 可知, 该地区土壤 pH 低于 6.50, 根据《土壤环境质量标准》^[10](GB 15618—1995) 二级标准综合分析可知(表 3、4), 所有供试土壤中砷含量超出标准值 10 倍以上, 镉含量超出背景值 30 倍, TY₂ 样品中铜和锌含量超出背景值。全国土壤铀的背景含量中位值是 2.72 mg/kg^[11], 供试土壤铀含量超过 10 倍以上。这表明供试土壤中砷、镉、铀、铜和锌都有一定程度的污染。其中, 砷、镉、铀是主要污染元素。

表 2 3 个采样点土壤基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of soil in 3 sampling sites

采样点 Sampling site	样品编号 Sample No.	外源铀浓度 Exogenous uranium concentration//mg/kg	pH	有机碳 Organic carbon kg	全氮 Total N g/kg	全磷 Total P P ₂ O ₅ //%	水解氮 Hydrolytic nitrogen mg/kg	C/N
TY ₁	A	0	6.47	32.62	4.14	0.317	215	8.75
	B	10	6.36	31.95	4.25	0.309	209	8.64
	C	50	6.36	31.62	4.03	0.296	187	8.23
	D	100	6.48	32.90	3.91	0.285	175	9.55
	E	200	6.78	32.01	3.74	0.223	165	8.56
TY ₂	F	0	6.29	28.74	3.92	0.298	201	9.15
	G	10	6.17	28.92	3.88	0.300	186	9.12
	H	50	6.43	27.99	3.89	0.275	172	8.52
	I	100	6.62	28.13	3.36	0.241	156	9.02
	J	200	6.84	28.45	3.40	0.239	143	8.77
TY ₃	K	0	6.41	21.39	3.11	0.256	172	9.36
	L	10	6.39	20.66	3.25	0.249	165	9.10
	M	50	6.39	22.11	3.07	0.244	150	8.87
	N	100	6.61	20.89	2.91	0.245	143	8.99
	O	200	6.85	21.33	2.88	0.237	133	8.87

表3 3个采样点土壤重金属含量

Table 3 Heavy metal content in soil in 3 sampling sites

采样点 Sampling site	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	铅 Pb	锌 Zn	铀 U
TY ₁	536.555 0	8.440 0	67.942 5	26.479 2	37.133 7	103.767 4	31.720 3
TY ₂	425.502 5	9.957 3	168.470 0	89.866 7	46.164 4	221.573 6	22.153 0
TY ₃	517.307 5	9.038 2	64.336 7	32.586 2	13.119 8	83.887 1	87.926 7

表4 土壤重金属质量评价标准

Table 4 Evaluation standard of heavy metal content in soil

土壤 pH Soil pH	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	铅 Pb	锌 Zn
<6.5	40	0.3	250	50	250	200
6.5~7.5	30	0.3	300	100	300	250
>7.5	25	0.6	350	100	350	300

2.2 外源铀胁迫下的土壤微生物分布 从图1可见,重金属胁迫与土壤微生物数量有密切关系,随着胁迫浓度的增加,各处理土壤中细菌、真菌和放线菌数量均呈下降趋势,其

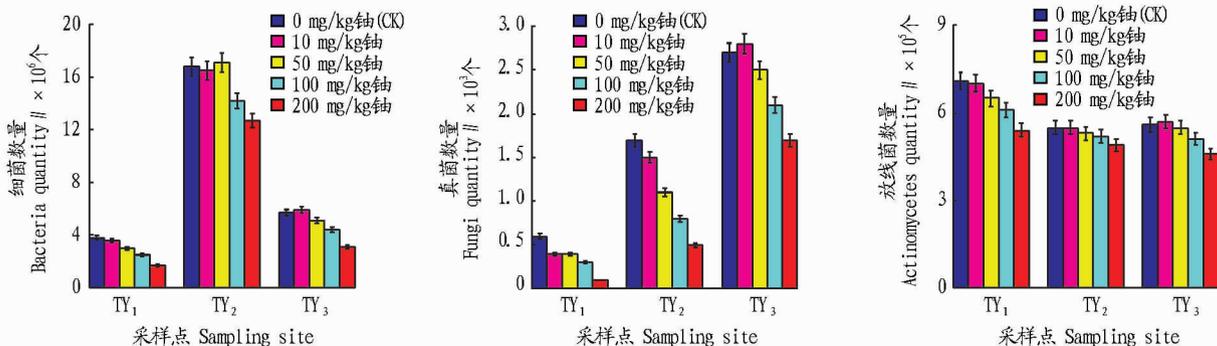


图1 不同浓度外源铀胁迫下土壤中细菌、真菌和放线菌的数量

Fig.1 The number of bacteria, fungi and actinomycetes in soil under different concentrations of exogenous uranium pollution

2.3 外源铀胁迫下的土壤代谢活性 由表5可知,外源铀胁迫对土壤微生物生物量碳、微生物生物量氮的影响密切,分别为549.32~2546.39和70.31~129.93 mg/kg。随着外源铀胁迫浓度的增加,土壤微生物生物量碳、微生物生物量氮均有明显的降低趋势。相关分析表明,微生物生物量碳、微生物生物量氮与砷、镉、铀均呈显著性负相关(表6)。微生物熵随着外源铀胁迫浓度的增加而降低,与砷、镉、铀均呈显著性负相关。土壤微生物C/N的变化范围是5.73~15.34 mg/kg,与砷、镉、铀的相关性系数分别为-0.649、-0.243、-0.783,说明重金属污染能在一定程度上影响微生物C/N。此外,土壤代谢熵与砷、镉、铀含量呈显著正相关。

2.4 外源铀胁迫下的土壤酶活性 由表7可知,重金属复合污染对土壤葡萄糖酶和脲酶活性均有不同程度的抑制作用。葡萄糖酶活性为5.97~9.32 mg/g,脲酶活性为0.070~0.149 mg/g,过氧化氢酶活性为1.81~2.03 ml/L。相关分析表明,葡萄糖酶和脲酶活性与土壤重金属呈显著负相关(表6),说明葡萄糖酶和脲酶在一定条件下可以反映土壤重金属的污染程度。过氧化氢酶活性与土壤重金属有一定的负相关趋势,这可能与土壤类型有关。

中,TY₂组的细菌变化最显著,TY₃组的真菌变化最显著,TY₁组的放线菌变化最显著。也有部分受到10 mg/kg外源铀处理的土壤微生物数量比CK稍多,如TY₃的真菌数量。TY₁、TY₂、TY₃3个处理受200 mg/kg外源铀胁迫的土壤中真菌数量比同组CK分别降低了83%、71%、37%;其次是细菌,各组受200 mg/kg外源铀胁迫的土壤中细菌数量比CK分别降低了42%、24%、28%;放线菌受外源铀胁迫的影响不大,各组受200 mg/kg外源铀胁迫的土壤放线菌数量分别降低了23%、11%、18%。这与该地区细菌、真菌和放线菌对地表γ辐射敏感性的规律相类似。

3 讨论

3.1 外源铀胁迫对土壤生物学指标的影响 土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮是表征土壤环境质量的生物学指标。一般而言,土壤微生物生物量碳和土壤微生物生物量氮与土壤有机质含量呈极显著正相关。但在该研究中,土壤微生物生物量碳、微生物生物量氮与总有机碳的相关性不显著。这与何振立^[12]的观点一致,即在遭受重金属污染的土壤中,土壤微生物生物量和土壤有机质含量之间的相关性不存在或很差。

微生物生物量碳和微生物生物量氮与土壤重金属含量均呈显著负相关,这与很多报道相符,如Mcgrath^[13]研究发现,长期受重金属污染的土壤,微生物生物量有下降趋势。Cotrufo^[14]研究表明,受重金属污染的土壤微生物生物量和真菌生物量明显比未受污染土壤中低。重金属胁迫使微生物生物量降低,这可能是由于重金属污染影响了细胞正常的新陈代谢,从而影响了微生物的生理功能,使微生物的生存力和竞争力减弱,从而导致微生物遗传多样性的改变。

微生物熵随着铀含量的增加有显著的降低趋势,可能是由于重金属污染严重影响了微生物群落的大小和微生物对基质的利用率^[15]。这与Fliebbach等^[6]的研究结果一致。然

表 5 3 个采样点不同浓度外源铀胁迫下的土壤微生物学指标

Table 5 Soil microbial properties under different concentrations of exogenous uranium in 3 sampling sites

采样点 Sampling site	样品编号 Sample No.	外源铀浓度 Exogenous uranium concentration//mg/kg	微生物生物量碳 Microbial biomass C//mg/kg	微生物熵 Microbial entropy//%	微生物生物量氮 Microbial biomass N mg/kg	微生物 C/N Microbial C/N	代谢熵 Metabolic entropy h ⁻¹
TY ₁	CK	0	2 546.39	5.63	123.96	15.34	0.045 5
	B	10	1 986.61	5.12	118.58	13.52	0.047 2
	C	50	1 085.19	4.39	102.33	11.24	0.041 5
	D	100	785.71	3.57	98.78	8.21	0.039 8
	E	200	642.33	2.61	89.88	6.58	0.040 1
TY ₂	CK	0	1 972.65	4.97	129.93	13.74	0.039 9
	G	10	1 723.48	4.09	120.78	11.49	0.038 7
	H	50	835.67	3.32	110.11	8.20	0.038 2
	I	100	695.38	3.01	89.32	7.46	0.040 1
	J	200	577.42	2.39	85.74	5.73	0.038 1
TY ₃	CK	0	1 589.32	4.12	98.36	13.11	0.037 5
	L	10	1 325.78	3.98	87.32	12.77	0.039 5
	M	50	915.81	3.12	85.44	10.59	0.036 9
	N	100	823.74	2.98	76.59	9.21	0.036 1
	O	200	549.32	2.75	70.31	7.59	0.037 4

表 6 外源铀胁迫下土壤重金属与土壤环境质量生物学指标之间的相关系数

Table 6 Correlation coefficient between heavy metals and soil biological indicators of environmental quality under exogenous uranium pollution

重金属 Heavy metal	微生物生物量碳 Microbial biomassC	微生物熵 Microbial entropy	微生物生物量氮 Microbial biomass N	微生物 C/N Microbial C/N	代谢熵 Metabolic entropy	葡萄糖酶活性 Glucose enzyme activity	过氧化氢酶活性 Catalase activity	脲酶活性 Urease activity
砷 As	-0.636 *	-0.594 *	-0.567 *	-0.649 *	0.702 *	-0.614 *	-0.271	-0.545 *
铬 Cr	-0.529 *	-0.723 *	-0.611 *	-0.243	0.761 *	-0.569 *	-0.398	-0.783 *
铀 U	-0.803 **	-0.844 **	-0.876 **	-0.783 **	0.534 *	-0.567 *	-0.069	-0.577 *

注: * 表示在 0.05 水平显著性相关; ** 表示在 0.01 水平显著性相关。

Note: * stands for significant correlation at 0.05 level; ** stands for significant correlation at 0.01 level.

表 7 3 个采样点不同浓度外源铀胁迫下的土壤酶活性

Table 7 Soil enzyme activities under different concentrations of exogenous uranium in 3 sampling sites

采样点 Sampling site	样品编号 Sample No.	外源铀浓度 Exogenous uranium concentration//mg/kg	葡萄糖酶活性 Glucose enzyme activity//mg/g	过氧化氢酶活性 Catalase activity//ml/L	脲酶活性 Urease activity mg/g
TY ₁	CK	0	9.32	2.03	0.149
	B	10	9.17	1.99	0.133
	C	50	8.69	1.87	0.137
	D	100	8.02	1.93	0.119
	E	200	7.55	2.01	0.101
TY ₂	CK	0	8.77	1.94	0.098
	G	10	8.29	1.86	0.096
	H	50	8.07	1.81	0.101
	I	100	7.83	1.94	0.086
	J	200	7.65	1.99	0.078
TY ₃	CK	0	7.36	1.86	0.088
	L	10	7.09	1.98	0.081
	M	50	6.81	1.93	0.076
	N	100	6.24	1.87	0.071
	O	200	5.97	1.89	0.070

而,Insam^[16]研究表明,微生物熵在重金属污染地和非重金属污染地含量很高,这可能是由于土壤类型差异较大。

微生物 C/N 随着重金属污染浓度的增加而降低,这与很多其他同类研究不一致。Khan 等^[17]研究表明,随着重金属含量的提高,微生物 C/N 有明显的上升趋势^[17],这可能是由有耐受性真菌生物量的增加所致。研究结果不一致可能

是由于重金属污染土壤中,微生物种群的变化并非同一规律,同时还受其他因素(如土壤本身性质)的影响。

代谢熵与砷、镉、铀均达显著正相关水平,说明环境胁迫能使代谢熵增加。Anderson 等^[18]研究表明,土壤中加重金属后能显著提高代谢熵^[18],这一现象可能是由微生物能量保持极低的基质利用率引起。而 Boath 等^[19]研究发现,随着重

金属浓度的增加,代谢熵反而有轻微降低,揭示了代谢熵可能与土壤质地、有机质含量、土壤 pH 等因素有关。

3.2 外源铀胁迫对土壤酶活的影响 土壤酶对环境因素引起的变化较敏感,具有良好的时效性特点。史长青^[20]通过重金属元素含量和过氧化氢酶、脲酶的相关分析,得出了2种酶均与重金属污染程度呈显著负相关的结论。刘树庆^[21]对保定市污灌区土壤的铅、镉污染与土壤酶活性关系的研究发现,土壤脲酶和过氧化氢酶活性随着铅、镉含量的增加有明显的降低。笔者研究表明,重金属复合污染对过氧化氢酶、脲酶、葡萄糖酶的抑制机理可能与重金属抑制微生物的生长代谢有关,从而减少微生物体内酶的合成与分泌,最终导致土壤酶活性下降。但也有学者认为,重金属对酶活性的抑制主要通过重金属与底物结合、重金属和酶蛋白的活性部位结合,或者重金属与酶-底物复合体结合^[22]。然而,重金属复合污染对土壤酶活性复杂的交互作用机理目前尚不清楚,有待于进一步研究。

4 结论

该研究结果表明,重金属胁迫与土壤微生物的种类和数量有着密切联系,随着铀浓度的增加,细菌、真菌、放线菌均有不同程度的减少,其中,真菌减少的比例最大,其次是细菌和放线菌。铀含量的增加,铀的放射性毒性和化学性毒性也增强,影响了微生物正常的生理功能,侧面佐证了该研究中土壤生物学指标的一些变化规律。

参考文献

- [1] 吴启堂. 土壤重金属的生物有效性和环境质量标准[J]. 热带亚热带土壤科学, 1992, 1(1): 45-53.
- [2] 魏孔丽, 谢放, 陈京津, 等. 土壤质量的生物学指标研究综述[J]. 甘肃农业科技, 2009(12): 31-34.
- [3] 陈璟, 杨宁. 衡阳紫色土丘陵坡地不同恢复阶段土壤基础呼吸及代谢熵的变化[J]. 热带亚热带植物学报, 2013, 21(6): 514-520.
- [4] 张帆, 黄凤球, 肖小平, 等. 冬季作物对稻田土壤微生物量碳、氮和微生物熵的短期影响[J]. 生态学报, 2009, 29(2): 734-739.

(上接第 163 页)

中存在的问题,要依法正确处理林地保护和建设占用的关系,根据林地保护级别对林地实施分级管护,完善和充实林地保护管理队伍,建立健全管理机构,加强林地的防灾、抗灾、减灾能力建设,改善森林生态环境,大力促进天然林、人工林和经济林的科学有效培育,实现林地资源的可持续发展,进而促进盈江县社会经济生态的可持续发展。

参考文献

- [1] 秦旭. 生态文明与现代林业企业建设[J]. 中国林业, 2009(17): 61.
- [2] 王建淇, 牟葵. 坚持科学发展观,推进城固生态文明建设[J]. 中国林业, 2010(15): 29.
- [3] 孙景波. 黑龙江省林业生态工程发展战略与对策研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2009.
- [4] 雷明军. 吴起县林地保护与利用研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2008.
- [5] 伍波. 云南省盈江县遮坎大理岩矿采场边坡岩体质量评价及稳定性研

- [5] 高焕梅, 孙燕, 和林涛. 重金属污染对土壤微生物种群数量及活性的影响[J]. 江西农业学报, 2007, 19(8): 83-85.
- [6] FLIEBBACH A, MARTENS R. Soil microbial biomass and activity in soil treated with heavy metal contaminated sewage sludge[J]. Soil biology and biochemistry, 1994, 26: 1201-1205.
- [7] 周礼恺. 土壤酶学[M]. 北京: 科学出版社, 1987.
- [8] VANCE E D, BROOKES P C, JENKINSON D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. Soil biology and biochemistry, 1987, 19: 703-707.
- [9] BROOKES P C, LANDMAA A, PRUDEN G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil N: a rapid extraction method to measure microbial biomass N in soil[J]. Soil biology and biochemistry, 1985, 17: 837-842.
- [10] 国家环境保护局南京环境科学研究所. 土壤环境质量标准: GB 15618—1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995.
- [11] 魏复盛, 滕恩江, 陈立乔. 中国及东部地区土壤中铀和钍的背景含量特征[J]. 上海环境科学, 1991, 10(11): 37-39.
- [12] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤, 1997(2): 61-69.
- [13] MCGRATH S P. Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems[M]//ROSS S M. Toxic metals in soil-plant systems. Chichester: John Wiley, 1994: 242-274.
- [14] COTRUFUO M F. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods[J]. Environmental pollution, 1995, 89(1): 81-87.
- [15] GILLER K E, WITTER E, MCGRATH S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils[J]. Soil biology and biochemistry, 1998, 30: 1389-1414.
- [16] INNSMA H. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora[J]. Soil biology and biochemistry, 1996, 28: 691-694.
- [17] KHAN K S, XIE Z M, HUANG C Y. Effects of cadmium, lead, and zinc on size of microbial biomass in red soil[J]. Pedosphere, 1998, 8(1): 27-32.
- [18] ANDERSON T H, DOMSCH K H. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soil of different cropping histories[J]. Soil biology and biochemistry, 1990, 22: 251-255.
- [19] BAATH E. Microbial biomass and ATP in smelter-polluted forest humus[J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1991, 47(2): 278-282.
- [20] 史长青. 重金属污染对水稻土酶活性的影响[J]. 土壤通报, 1995, 26(1): 34-35.
- [21] 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Pb、Cd 污染与土壤酶活性关系研究[J]. 土壤学报, 1996, 33(2): 175-182.
- [22] 费杨, 王晓丽. 重金属污染对土壤酶活性的影响[J]. 安徽农业科学, 2014(1): 99-101.

究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2014.

- [6] 高跃辉. 盈江县生态环境建设面临的问题与对策[J]. 科学时代, 2013(2): 2.
- [7] 张学全. 盈江县森林资源动态变化分析[J]. 山东林业科技, 2013(1): 30-33.
- [8] 方尧宗. 切实加强林地资源的保护与利用[J]. 浙江林业, 2008(9): 24-25.
- [9] 罗烽, 周贵军. 改造低产低效林 提高林地生产力[J]. 环境与生活, 2014(22): 218.
- [10] 卞亚文, 何慧君, 蒋政阳, 等. 常州市武进区林地保护利用规划探讨[J]. 江苏林业科技, 2013(4): 47-49.
- [11] 房剑峰. 浅析阿龙山林业局林地保护利用规划的必要性[J]. 内蒙古林业调查设计, 2013, 36(3): 106-107.
- [12] 苏省. 广东省林地保护利用现状及对策研究[J]. 绿色科技, 2012(4): 8-10.
- [13] 刘军. 浅谈加强林业森林资源林政管理实现森林资源可持续发展[J]. 农业与技术, 2015(16): 347.
- [14] 李宣进, 李小会. 加强林业资源管理促进生态林业健康发展[J]. 北京农业, 2015(21): 95.