

汞污染紫色土中微生物区系及生理类群

李 梅¹, 侯彦林¹, 皮广洁²

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 西南农业大学资源与环境学院, 重庆 400715)

摘 要:以重庆市中性紫色土为材料,通过室内模拟试验及污染现场调查,探索了汞对土壤中微生物区系和各主要生理类群繁育的影响。结果表明,汞对土壤中细菌、放线菌和真菌的增殖总体上具有抑制作用;氨化细菌受汞的抑制强烈,当 HgCl_2 浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,氨化细菌数量仅为对照的 10%;硝化细菌在汞浓度较低时 ($< 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 生长受抑制,在高浓度汞作用下表现出受刺激;好气性自生固氮菌和纤维素降解菌在汞浓度较低时生长被刺激,而高浓度汞则抑制其增长;以敏感微生物种群数量变化 $> 50\%$ 得出供试中性紫色土上汞发生毒害的临界值为 $5 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。长期受汞污染的土壤微生物调查显示,细菌和放线菌变化方向与模拟试验结果一致,真菌在重污染区土壤上则产生抗性,而固氮菌能够指示程度较轻的土壤汞污染。

关键词:紫色土; 汞污染; 微生物; 生理类群

中图分类号:X172 **文献标识码:**A **文章编号:**1672 – 2043(2004)04 – 0668 – 06

Microbial Populations and Bacterial Physiological Groups in Purple Soils Polluted by Mercury

LI Mei¹, HOU Yan-lin¹, PI Guang-jie²

(1. Research Center for Eco – Environmental Science, CAS, Beijing 100085, China; 2. College of Resource & Environmental Science, Southwest Agriculture University, Chongqing 400716, China)

Abstract: Effects of mercury on microbial populations (bacteria, fungi and actinomyces) and physiological groups (ammonifiers, nitrifiers, azotobacter and cellulolytic bacteria) were assayed in purple soils from both laboratory incubation and field. The results obtained from laboratory incubation showed that mercury generally inhibited the development of bacteria, actinomyces, and fungi, but the responses of physiological groups revealed different features to mercury pollution: ammonifiers were depressed intensively, the survival rate decreased to about 10% of the control where the soil was addressed with HgCl_2 up to $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; nitrifiers also behaved growth inhibition in soils treated with HgCl_2 less than $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, but higher dosage of mercury stimulated their upgrowth; oppositely, azotobacter and cellulolytic bacteria thrived in lower mercury treatments while declined in higher ones. In field soil, mercury also showed inhibitory effects on the populations of bacteria and actinomyces, whereas fungi exhibited marked resistance to mercury. The soil threshold concentrations of mercury estimated by sensitive microbes with over 50% inhibition ranged from 5 to $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the studied purple soil.

Keywords: purple soil; mercury pollution; microbial populations; physiological groups

微生物是土壤生态系统的分解者,它是实现系统中物质循环与能量转换的重要组分,对土壤肥力、土壤团粒结构的形成、土壤生态平衡的维持等都具有极其重要的意义。随着近代工业“三废”、化肥、农药、污灌、塑料品等污染土壤的问题越来越严重,土壤污染微生物学的研究正方兴未艾,它包括了污染物对土壤微生物生态的影响,微生物对污染物的降解、净化作

用及其在污染治理方面的应用等^[1]。

汞是一种公认的最具危险性的重金属污染物,由于它可以挥发进入大气并随着大气的运动而到达遥远的地区,因而汞污染已经成为一个全球性的环境问题^[2,3]。而汞在生态系统中的生物富集以及沿食物链传递最后给人类健康带来严重损害的特点,使得人们对汞污染及其防治给予了高度重视。近年来对土壤 – 植物系统中汞的形态转化与迁移特点以及植物效应的研究越来越多,但对于土壤汞污染的微生物效应研究却比较薄弱。国内已有的报道中,曾对草甸褐土、草

甸棕壤和红壤性水稻土进行了研究,得出的结果因土类差异很不一致^[4]。实际上,不同的金属化合物、土壤性质、耕作方式以及试验方法等,都会使微生物受重金属影响的结果出现不一致^[5,14]。

紫色土是四川盆地和长江上游最重要的耕地土壤类型,关于紫色土中微生物受重金属影响的研究鲜有报道。本试验以重庆市具有代表性的土壤——中性紫色土为材料,选择土壤细菌、放线菌、真菌以及与土壤肥力有密切关系的氨化细菌、硝化细菌、好氧自生固氮菌、纤维素降解菌等各微生物生理群为研究内

容,探索了汞污染对土壤微生物繁育的影响,以期获得指示土壤汞污染的敏感微生物类群。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤为重庆市北碚的中性紫色土。新鲜土样去除植物残体、砾石等,土样风干后过 3 mm 筛以供培养试验用,一部分过 0.25 mm 筛以供化学分析用。测定的土壤基本理化性质见表 1。

1.2 试验设计

表 1 供试紫色土基本性质
Table 1 Properties of the studied purple soil

质地名称	全氮	全磷	全钾	全汞	碱解氮	CEC	pH	有机质
	/g · kg ⁻¹	/g · kg ⁻¹	/g · kg ⁻¹	/mg · kg ⁻¹	/mg · kg ⁻¹	/cmol · kg ⁻¹		/g · kg ⁻¹
中壤土	1.10	0.840	18.0	0.138	203	19.8	6.90	16.1

1.2.1 模拟试验

以 HgCl₂ 作为添加到土壤中的汞化合物,设置 7 个处理水平,土壤汞化合物浓度分别为 0、5、10、50、100、500、1 000 mg · kg⁻¹。称取相当于 1 kg 干重的供试土壤,将不同量的 HgCl₂ 溶液与土壤充分混匀,使其浓度达到相应的处理水平,置于塑料钵中,试验重复 3 次,在室温下(大约 20 ℃)培养,试验期间调节土壤水分保持在田间持水量的 60% 左右,培养 6 个月

后采集土样,同时测定各微生物指标。

3 个水平)划分区域,并取远离污染源的同类型土壤作为对照,每个区域按梅花型或 S 型布点方式采集 0~20 cm 土层多个土壤样品,土样混合后装入已灭菌的烧杯,用四层无菌纱布包扎,取样后立即带回室内进行微生物培养计数,同时测定水分系数。

1.2.2 野外调查

调查区域为重庆市北碚体温计厂周围的旱作土壤,地形为浅丘谷地,厂区地势高而四周低,均为蔬菜地,面积大约 10 hm²。工业温度计车间和体温计车间为土壤汞污染源,自建厂至今已有二十多年污染历史,污染途径有含汞废渣、废水和废气的排放,流入农地废水全汞含量高达 0.506 mg · L⁻¹,比国家含汞废水灌溉标准 0.000 5 mg · L⁻¹ 高出 1 011 倍。调查区域的土壤为酸性紫色土,土壤基本性质列于表 2,土壤含汞量在 0.182~17.6 mg · kg⁻¹ 范围,离污染源越远土壤汞含量越低。土壤微生物调查按照汞污染程度(以土壤含汞量为依据分为轻污染、中污染和重污染

1.3 分析项目与方法

1.3.1 土壤基本性质测定

土壤全氮、全磷、全钾、碱解氮、有机质、CEC、pH 值等分析,参照土壤农业化学常规分析方法^[15],土壤质地按卡庆斯基制分类。

1.3.2 土壤全汞

HNO₃-V₂O₅-H₂SO₄ 远红外消煮,采用冷原子吸收法测定^[16]。

1.3.3 土壤微生物计数^[17]

细菌总数用牛肉膏蛋白胨培养基稀释平板法测定,放线菌用高氏 1 号培养基稀释平板法测定,真菌用马丁氏孟加拉红培养基稀释平板法测定,好气性自生固氮菌用改良 Ashby 无氮培养基稀释平板法测定,硝化细菌用改良 Stephenson 培养基稀释法测定,氨化细菌用稀释法测定,纤维素降解菌用 Dubos 好气性纤维素培养基稀释法测定。

表 2 调查区土壤的基本性质
Table 2 Properties of the purple soil investigated in field

污染分区	土壤平均含汞量	有机质	CEC	pH	质地名称
	/mg · kg ⁻¹	/g · kg ⁻¹	/cmol · kg ⁻¹		
对照区	0.084	13.1	21.4	4.43	重壤土
轻污染区	0.773	15.2	22.7	5.81	中壤土
中污染区	2.78	12.7	21.1	5.28	中壤土
中壤土重污染区	13.86	16.9	21.6	5.37	重壤土

2 结果与讨论

2.1 外源 HgCl₂ 对土壤微生物区系的影响

土壤细菌、放线菌、真菌是土壤生态系统中微生物区系的主要成分,在重金属胁迫环境下微生物区系是反映土壤环境质量变化的重要生物学指标之一^[6]。施入氯化汞后土壤细菌、放线菌和真菌数量变化结果列于表 3。可以看出,施汞土壤中细菌、放线菌和真菌的数量均比对照减少,但这种变化并不是直线关系,而是随 HgCl₂ 的增加消长起伏,呈现波动性的特点。其中细菌变化较为平缓,在试验设置的最大汞浓度为 1 000 mg · kg⁻¹ 时,数量下降为对照的 56%,即最大抑制率为 44%。真菌在施入汞浓度为 50 mg · kg⁻¹ 时数量为对照的 43%,在汞浓度 500 mg · kg⁻¹ 时数量下降到仅为对照的 3%。放线菌的反应比细菌和真菌都敏感,当添加汞浓度为 10 mg · kg⁻¹,放线菌即下降

到对照处理的 34%,此后在汞浓度为 500 mg · kg⁻¹ 和 1 000 mg · kg⁻¹ 时达到第二次极小值 11%。供试土壤中微生物数量与添加汞的浓度大体上呈不同程度的负相关,但均未达到显著水平,其中放线菌与土壤汞浓度之间的线性较好,*r* 值接近于显著水平(*r** = -0.754),王淑芳的研究也得出类似的结果^[4]。Maliszewska 研究了 Pb、Zn、Cu、As、Hg 等重金属对土壤微生物繁育的活性的影响,认为一般而言 Cu 和 Hg 的化合物表现出对微生物增殖的毒害最强,而 HgCl₂ 的毒害顺序为细菌>真菌>放线菌,高浓度的 HgCl₂ 对真菌和放线菌具有刺激作用^[7]。杨居荣也得出,当添加 HgCl₂ > 0.7 mg · kg⁻¹ 时土壤中细菌即开始减少^[10]。在本试验中,土壤微生物区系对添加汞的毒害敏感程度依次是放线菌>真菌>细菌,产生矛盾的原因可能与供试土壤类型有关。

2.2 外源 HgCl₂ 对土壤微生物各生理类群的影响

表 3 不同剂量氯化汞对微生物区系影响的结果
Table 3 Effect of HgCl₂ on the development of microflora in purple soil

HgCl ₂ 浓度 /mg · kg ⁻¹	细菌		放线菌		真菌	
	总数 / × 10 ⁹ · g ⁻¹	存活率 / %	总数 / × 10 ⁵ · g ⁻¹	存活率 / %	总数 / × 10 ³ · g ⁻¹	存活率 / %
CK	27.7	100	40.7	100	29.3	100
5	24.9	90	25.1	62	21.8	74
10	20.0	72	14.1	34	28.1	96
50	20.8	75	34.6	85	12.5	43
100	26.5	96	25.7	63	20.4	70
500	22.8	82	4.3	11	0.8	3
1 000	15.5	56	4.5	11	10.2	35
<i>r</i> 值	-0.697		-0.747		-0.665	

土壤微生物各主要生理类群直接参与土壤中碳、氮营养元素的循环和能量流动,其数量和活性关系到土壤生态系统的维持和改善^[18]。分析结果表明,汞对土壤中氨化细菌、硝化细菌、自生固氮菌及纤维素降解菌繁育的影响各有其特殊性,见表 4。

氨化细菌受汞的抑制作用强烈,当 HgCl₂ 为 10 mg · kg⁻¹ 时,抑制率已达 90% 左右,随后氨化细菌数量因汞添加量增加而略有起伏,但当 HgCl₂ 浓度达到一定水平时(如 500 mg · kg⁻¹),氨化细菌数量又回复到与对照接近的水平,这在不同时间测定结果基本一致,说明了氨化细菌对汞污染的指示是在一定的浓度段上,见表 5。

硝化细菌在低浓度的汞(<50 mg · kg⁻¹)作用下,生长受到强烈抑制。汞添加量为 5 mg · kg⁻¹ 时,硝化细菌数仅为对照处理的 27%;但当汞添加量 ≥ 50 mg · kg⁻¹,随着汞浓度的提高,硝化细菌越来越表现

出受汞刺激的特点;汞浓度为 1 000 mg · kg⁻¹ 时,硝化细菌数量也达到最大,是对照值的 26.4 倍。

好气性自生固氮菌和纤维素降解菌在汞的浓度较低时生长被刺激,而高浓度汞则抑制其增长。自生固氮菌达到最大刺激时的数量为 14.5 × 10³ 个 · g⁻¹ 干土,是对照的 1.84 倍,相应的 HgCl₂ 浓度是 100 mg · kg⁻¹,此后则随着汞浓度增加而锐减,在 HgCl₂ 浓度是 500 mg · kg⁻¹ 时数量减少到仅为对照值的 38%。纤维素降解菌比自生固氮菌更敏感,在 HgCl₂ 浓度为 10 mg · kg⁻¹ 时,即达到最大刺激数量,是对照处理的 22.4 倍,此后也表现出受抑制的效应;在添加 HgCl₂ 等于 50 mg · kg⁻¹ 时,土壤中纤维素降解菌数量为对照的 22%,高于此浓度的处理甚至未检出纤维素菌。

Maliszewska 的研究得出,固氮菌和硝化细菌对汞的化合物反应敏感,即汞化合物对其抑制效应强烈^[7]。

表 4 不同剂量氯化汞对各微生物生理类群数量的影响

Table 4 Effect of HgCl ₂ on the development of microbes with different functions in purple soil								
HgCl ₂ 浓度 /mg · kg ⁻¹	氨化细菌		硝化细菌		自生固氮菌		纤维素降解菌	
	菌数 / × 10 ⁶ · g ⁻¹	存活率 / %	菌数 / × 10 ³ · g ⁻¹	存活率 / %	菌数 × 10 ³ · g ⁻¹	存活率 / %	菌数 / 个 · g ⁻¹	存活率 / %
CK	17. 6	100	21. 1	100	7. 9	100	23	100
5	11. 2	64	5. 8	27	9. 6	122	109	474
10	1. 8	10	12. 4	58	13. 8	175	516	2 243
50	3. 5	20	29. 4	139	8. 9	113	5	22
100	3. 6	20	32. 4	153	14. 5	184	0	0
500	18. 7	106	323. 5	1 533	3. 0	38	0	0
1 000	4. 8	27	558. 1	2 645	3. 7	47	0	0

表 5 不同时间测定汞对氨化细菌影响的结果

Table 5 Ammonifiers responses to HgCl ₂ at different times						
HgCl ₂ 浓度	氨化细菌 (I)			氨化细菌 (II)		
	菌数 × 10 ⁶ · g ⁻¹	存活率 / %	受汞抑制率 / %	菌数 × 10 ⁶ · g ⁻¹	存活率 / %	受汞抑制率 / %
CK	162. 1	100		17. 6	100	
5	128. 6	79	21	11. 2	64	36
10	17. 6	11	89	1. 8	10	90
50	5. 3	3	97	3. 5	20	80
100	17. 6	11	89	3. 6	20	80
500	1. 9	1	99	18. 7	106	- 6
1 000	165. 1	102	- 2	4. 8	27	73

注:氨化细菌 I 为 6 个月时测定结果,氨化细菌 II 为 7 个月时测定结果。

王淑芳也报道过固氮菌在其试验所设置的 HgCl₂ 浓度下均受到抑制,硝化细菌在 < 6 mg · kg⁻¹ HgCl₂ 处理中生长受抑制,而在 6 ~ 40 mg · kg⁻¹ HgCl₂ 处理中则受到刺激^[4]。在本研究中,固氮菌对汞污染的反应与 Maliszewska 和王淑芳的结果有所出入,但硝化细菌的变化趋势与王淑芳研究结果相同,这可能与不同土壤类型的特殊性有关。此外,尽管史艇、廖瑞章等人也基于固氮菌在重金属胁迫下受抑制反应明显而提出固氮菌是指示土壤重金属污染的较为敏感的指标^[12、13],但关于固氮菌的抗汞特性却在 Ray 等人^[19~21]的研究中多次提及。微生物一旦具有抗性特征,在应用其作为指示生物时需要更加小心谨慎,必须进一步弄清产生抗性是在什么污染阶段。

由此可以看出,在本研究供试的土壤上,汞污染对各微生物生理群的影响并不是单调递增或者单调递减的变化,而是随施入汞浓度的增加呈现波动性的变化特点。若以各类微生物数量第一次达到大于 50% 的变化所对应的汞浓度作为土壤汞的容量指标,则氨化细菌、硝化细菌、自生固氮菌和纤维素降解菌所指示的土壤汞污染的临界值为 5 ~ 10 mg · kg⁻¹。

2.3 长期受汞污染的土壤上微生物种群的数量与结构

本研究同时调查了重庆市北碚体温计厂附近受汞污染的土壤中微生物区系变化,结果见表 6。从表中可以看出,随着汞污染程度的加重,土壤中细菌和放线菌的数量逐渐减少,其数量与土壤汞的全量有一定程度的负相关关系,但未达到显著水平 ($r^* = -0.950$)。最大变化值发生在重污染区,此时细菌的存活率为 47.5%,放线菌的存活率为 48.9%。真菌的数量在轻污染区和中污染区有递减的现象,但在重污染区却比对照高出 40%,表现出对高浓度重金属的适应性和抗逆性^[6]。与真菌相同的变化趋势也反映在好氧自生固氮菌的数量上,虽然在各污染区都比对照区少,但在重污染区数量却有所回升,说明这些微生物对高浓度的汞会产生抗性。有研究表明,抗性微生物在污染环境中的繁殖通常是由于基因改变、生理适应或已具抗性种对敏感种的取代,污染重的土壤比污染轻的土壤耐性细菌的数量多^[16、22]。

长期受汞污染的土壤中,不仅微生物的数量比对照区少,其种群之间的结构比例关系也反映了土壤生态系统功能的变化,见表 7。在轻污染区,细菌和放线菌的比例比对照区增加,而真菌、固氮菌比例却在下降;中污染区的细菌、放线菌比例下降,而真菌和固氮菌比例增大;重污染区,细菌与放线菌比例进一步下

表 6 长期受汞污染的土壤中微生物数量特征

Table 6 The microbial population in soil chronically polluted by mercury

污染分区	土壤平均含汞量 /mg·kg ⁻¹	细菌		放线菌		真菌		自生固氮菌	
		总数×10 ⁷ ·g ⁻¹	存活率/%	总数×10 ³ ·g ⁻¹	存活率/%	总数×10 ³ ·g ⁻¹	存活率/%	总数×10 ⁴ ·g ⁻¹	存活率/%
对照	0.084	83.4	100	93.0	100	47.4	100	232	100
轻污染区	0.773	78.1	93.6	80.8	86.9	34.6	73.0	105	45.3
中污染区	2.78	56.0	67.1	65.0	69.9	29.0	61.2	22.0	9.5
重污染区	13.86	39.6	47.5	45.5	48.9	66.6	140	194	83.6
r 值		-0.902		-0.914		0.801		0.238	

降,真菌比例进一步增大。Maliszewska 曾提到,在土壤微生物群落中,只有那些适应自然选择能力较强的种类才对高浓度的重金属表现出受刺激的反应,这在真菌中最为明显^[7]。国内也有研究表明真菌能吸附重金属,因而对菌体生长发育危害较小,能忍耐高浓度的重金属而生长^[14],某些真菌对汞化合物还具有独特的解毒作用^[23]。而 Marfenina 认为,那些在汞污染土壤上特有的真菌种类,往往对植物有较高的毒害活性^[24]。在土壤生态系统中,参与无机物循环的微生物生理类群大多为细菌^[17],细菌是主要的分解者,为自身和其他微生物提供能量,而真菌大多是消耗能量的微生物,因此,一般认为土壤中真菌比例增加而细菌比例下降是土壤生态系统功能衰退的表现。

表 7 长期受汞污染土壤中微生物种群结构

Table 7 The microbial group structure in soil chronically polluted by mercury

污染分区	细菌	放线菌	真菌	自生固氮菌
对照区	1.76×10 ⁴	1.96	1	3.66
轻污染区	2.26×10 ⁴	2.33	1	2.81
中污染区	1.93×10 ⁴	2.24	1	5.91
重污染区	0.59×10 ⁴	0.68	1	2.49

注:表中数据为以真菌为基数计算出微生物种群之间的数量结构。

从污染现场调查与模拟试验结果的比较可以看出,现场调查数据中土壤汞浓度与土壤细菌、放线菌数量之间的关系与模拟试验得出的结果一致,即呈现一定程度的负相关而未达到显著水平。但微生物受汞抑制程度不如模拟试验表现得强烈,当细菌和放线菌数量达到 50% 抑制水平时,汞污染已属严重污染的程度。究其原因,一是模拟试验所设计的汞化合物处理浓度跨度较大,未能与污染现场土壤中的汞浓度一一对应,造成了部分观察值的缺损;其二,可能与土壤中汞的形态转化的时间效应有关: HgCl₂ 施入土壤后容易与土壤组分发生吸附、络合、沉淀反应,形成稳定性不同的形态,它们具有不同的生物有效性,其中活性态汞迅速降低,14 d 内由初始状态的 100% 降至

2% 左右,然后是在较低水平下的缓慢下降;酸溶态汞和碱溶态汞可保持短期的稳定,但仍随着时间的延长向更稳定的残留态汞转化;由于残留态汞的增长和其它 3 种形态汞的减少与植物汞浓度的下降同步,因而认为残留态汞的植物有效性是最低的^[25];其三,也有可能是微生物对污染物的适应性随时间而增强,长期受汞污染土壤中微生物区系的变化已趋于稳定(持续污染时间长达二十多年),这一推测是从杨居荣对草甸褐土中细菌受 HgCl₂ 影响的试验研究而来,其结果表明随着试验时间的延长, HgCl₂ 抑制细菌作用有降低的趋势^[10]。此外,从模拟试验土壤与污染现场土壤性质来看,污染现场的酸性紫色土代换量略高,有利于汞的吸附固定,从而转化为有效性较低的形态。因此,若在长期汞污染的土壤上以细菌、放线菌的计数指标> 50% 变化作为污染的指示,则不能反映程度较轻的污染情况,需要寻找更为敏感的微生物。

另一方面,污染现场土壤中真菌已经表现出对高浓度汞较为明显的抗性特点,说明微生物对污染物质的适应和产生抗性需要时间的作用,同时土壤 pH 呈酸性也有可能更适于真菌产生抗性。自生固氮菌也有类似的表现,即在污染程度较轻时数量减少,在重污染区数量有所回升,这似乎与模拟试验结果相反。由于模拟试验在较低浓度汞处理上观察数据的缺失,不能对固氮菌在 <5 mg·kg⁻¹ HgCl₂ 浓度段内的反应作出草率的估计。但在长期汞污染的现场,自生固氮菌却是最为敏感的微生物类群,在污染程度较轻时即表现出受抑制,这与国内有关的报道结果一致^[4,12,13,18]。

3 小结

向紫色土中添加 HgCl₂,总体上抑制了土壤细菌、放线菌、真菌等微生物的繁育,但这种抑制效应并不是直线关系,而是呈现波动性的特点。其中放线菌是较为敏感的微生物群。

供试土壤中氨化细菌、硝化细菌、自生固氮菌及纤维素降解菌对不同剂量 HgCl₂ 的反应各有其特殊

性。氨化细菌受汞的抑制作用强烈,但当 HgCl_2 浓度增加到一定程度时,氨化细菌数量反而回升到对照水平;硝化细菌在汞浓度较低时生长受抑制,在高浓度汞作用下表现出被刺激的现象;好气性自生固氮菌和纤维素降解菌在汞的浓度较低时生长被刺激,而高浓度汞则抑制其增长。

在本研究的供试紫色土中,以微生物指标得出土壤汞污染的起始临界值为 $5 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

在实际污染现场土壤中,细菌、放线菌的数量与土壤汞浓度的关系与模拟试验结果一致,但变化幅度较小;真菌已明显表现出抗性特征,能指示较为严重的土壤汞污染;自生固氮菌是比较敏感的微生物类群,能指示较轻程度的土壤汞污染。

参考文献:

[1] 程桂荪. 土壤微生物学的一个新动向—土壤污染微生物学[J]. 农业环境保护, 1987, 6(2): 23 – 26.

[2] 喜田村正次. 汞[M]. 北京: 原子能出版社, 1988.

[3] Schroeder W H, et al. Cycling of mercury between water, air and soil compartments of the environment[J]. *Water Air Soil Pollution*, 1989, 48: 337 – 347.

[4] 夏增禄, 等. 土壤环境容量研究[M]. 北京: 气象出版社, 1986.

[5] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.

[6] Baath E. Effects of heavy metals in soils on microbial process and populations(a review)[J]. *Water Air Soil Pollution*, 1989, 47: 335 – 379.

[7] Maliszewska W. The influence of various heavy metal compounds on the development and activity of soil microorganism[J]. *Environmental Pollution*, 1985, 37(3): 195 – 215.

[8] 张甲耀. 重金属对微生物的毒性效应[J]. 环境科学, 1983, 4(3): 71 – 74.

[9] 腾 应, 黄昌勇, 龙 健, 等. 不同相伴阴离子对镉污染红壤微生物区系及群落多样性的影响[J]. 环境科学学报, 2003, 23(3): 370 – 375.

[10] 杨居荣, 等. 重金属对土壤微生物的影响[J]. 环境科学学报, 1982, 2(3): 190 – 197.

[11] 史 艇, 蔡示悦, 阎雨平. 利用发光杆菌发光度指示土壤重金属污染[J]. 农业环境保护, 1993, 12(3): 101 – 104.

[12] 史 艇, 蔡示悦. 重金属和矿物油对土壤微生物生态活性的影响[J]. 农业环境保护, 1993, 12(3): 105 – 107.

[13] 廖瑞章. 利用固氮菌为指标确定土壤重金属毒性研究[J]. 农业环境保护, 1989, 8(4): 5 – 9.

[14] 罗素群, 等. Hg, Cd, Pb, Cr 对放线菌、曲霉菌的影响及生物累积[J]. 农业环境保护, 1987, 6(5): 12 – 15.

[15] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 1983.

[16] 城乡建设环境保护部环境保护局. 环境监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1986.

[17] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京: 农业出版社, 1986.

[18] 龙 健, 黄昌勇, 等. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性[J]. 生态学报, 2003, 23(3): 496 – 503.

[19] Satyajit Ray, et al. Mercury Resistance in Nitrogen Fixing Soil Bacteria[J]. *Journal of General and Applied Microbiology*, 1989, 35(2): 83 – 94.

[20] Ray S. Detoxification of Mercury and Organomercurials by Nitrogen Fixing Soil Bacteria[J]. *Journal of Biosciences*, 1989, 14(2): 173 – 182.

[21] Satyajit Ray. Volatilization of Hg Based Fungicides by Mercury Resistant N_2 Fixing Soil Bacteria[J]. *Indian Journal of Experimental Biology*, 1992, 30(7): 602 – 606.

[22] Duxbury T, Bicknell B. Metal – tolerant bacterial populations from natural and metal – polluted soils[J]. *Soil Biol Biochem*, 1983, 15: 243 – 250.

[23] 王保军, 杨惠芳, 李文忠. 烟草头孢霉 F_2 对氯化汞解毒作用的研究[J]. 环境科学学报, 1992, 12(3): 275 – 280.

[24] Marfenina. Variation of the Structure of Fungal Assemblage upon Pollution of Soils by Heavy Metals[J]. *Mosco Univ Soil Sci Bulletin*, 1985, 40(2): 40 – 44.

[25] 朱小翠, 青长乐, 皮广洁. 土壤汞形态及其影响因素的研究[J]. 土壤学报, 1996, 33(1): 94 – 100.