

(1979).

[10] 刘双江,胡纪萃等,中国沼气,8(4),10(1990).

[11] Guio, S. R. et al., 有助于上流式厌氧污泥床滤器反应器启动期间微生物聚集化的营养和环境因

子,第五届国际厌氧消化讨论会论文集(中译本),第33—39页,意大利,波罗尼亚,1990年.

(收稿日期: 1990年10月30日)

影响土壤重金属生物毒性的若干因子

吴留松 顾宗濂 谢思琴 周德智

(中国科学院南京土壤研究所)

摘要 本文应用发光细菌法探讨了土壤类型、粘土矿物、无定形金属氧化物、吸附剂对重金属纯溶液以及重金属污染土壤的降毒效应。红壤、砖红壤对 Cu、Cd、Pb 呈现负的降毒效应,而对 As 具有明显的降毒作用。黑土、黄棕壤对供试阳离子金属具有明显的降毒效应,对 As 降毒却不明显。试验证明粘土矿物及其组成是影响土壤重金属毒性的最基本因素。无定形氧化锰对供试阳离子金属的降毒能力大于无定形氧化铁,对 As 的效应二者则相反。不同吸附剂对 Cu、Cd、Pb 呈现基本相同的降毒顺序,即炉烟灰>活性炭>泥炭>干活性污泥。不同配比吸附剂对红壤添加性阳离子和东乡铜矿污染土壤均具有明显的降毒作用。添加吸附剂的东乡铜矿污染土壤随着土壤溶液毒性的消除,随之也消除或减轻了其对水稻种芽的急性毒害。

关键词 土壤重金属;生物毒性;发光细菌法。

快速、简便、灵敏、经济的发光细菌法用于监测污染水体生物毒性可与鱼体 96 小时急性毒性试验相媲美,这点已被国内外学者公认^[1,13-15]。但是,应用此法检测土壤重金属毒性及其降毒效应,在 1987 年前国内外一直未见报道。此后,笔者曾报道,依据 T_3 菌发光度与重金属系列浓度的负相关性^[1],把 T_3 菌作为红壤重金属污染土壤的指示菌,而以它的相对 T_3 菌发光度表征重金属污染土壤的总体生物毒性指标^[6]。顾宗濂等根据土壤添加、可提取和糙米的金属含量与其对应 T_3 发光度的负相关性提出了 LD_{20} (相对 T_3 菌发光度 80%) 临界发光度和 LD_0 (相对 T_3 菌发光度 100%) 安全发光度,并以此首次确立红壤重金属的临界值^[7]。

土壤重金属的生物毒性及其降毒效应受多种生态因子的制约,本文着重讨论土壤类型、粘土矿物、无定形金属氧化物、吸附剂对重金属纯溶液以及重金属污染土壤的降毒效应,为减轻或缓解重金属污染土壤生物毒物、降低土壤中重金属的生物有效性,并以此为

红壤重金属污染土壤的改良和调控提供理论依据。

一、材料和方法

(一) 供试材料

1. 供试土壤

黑龙江黑土(黑土),南京下蜀黄棕壤(下蜀黄棕壤),江苏盱眙黄棕壤(盱眙黄棕壤),江西第四纪红色粘土(红壤),广东徐闻砖红壤(砖红壤),所有土样风干经 20 目筛。

2. 粘土矿物

高岭石,蛭石,伊利石,蒙脱石(本所物化室提供)。

3. 吸附剂

炉烟灰,活性炭,泥炭,干活性污泥和 CaCO_3 。

4. 无定形金属氧化物

无定形氧化锰,无定形氧化铁(本室李良谟提供)。

5. 仪器

DXY-2 型生物毒性测定仪(本所工厂研

制), T_3 菌冻干粉(本课题组研制)。

6. 供试金属

$Cu(CuCl_2 \cdot 2H_2O)$, $Cd\left(CdCl_2 \cdot 2 \frac{1}{2} H_2O\right)$,

$Pb[Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O]$, $As(Na_2HASO_4 \cdot 7H_2O)$ 。

(二) 试验和方法

1. 供试金属纯化合物溶液的 T_3 菌毒性效应试验

用 3% NaCl 将 Cu、Cd、Pb、As 分别配制成 1, 5, 10, 25, 50, 100ppm 标准液, 而后按稀释一倍法测定各金属系列浓度的 γ 值^[1], 在全对数纸上以 γ 值为纵座标, 金属系列浓度 c (ppm) 为横座标作图, 求出 $\gamma = 1$, 即相对 T_3 菌发光度降低 50% 的各金属 EC_{50} 值。

2. 添加物对重金属纯溶液的降毒效应试验

于 100 ml 塑料离心管中分别称供试土壤 5g, 粘土矿物、吸附剂和无定形金属氧化物各 0.5g, 而后分别加 100ppm 各金属标准液 15ml, 以不加供试土壤、粘土矿物、吸附剂和无定形金属氧化物的 100ppm 各金属标准液 15ml 塑料离心管(标准液)为对照。

3. 吸附剂对红壤添加性重金属的降毒效应试验

于 100 ml 塑料离心管中称红壤土 10g, 加吸附剂[泥炭, 膨润土, 碳酸钙, 泥炭+膨润土(1:1), 泥炭+碳酸钙(1:1)和膨润土+碳酸钙(1:1)]1g, 混匀, 再加 110ppm 各金属标准液 30 ml (金属添加量为 $300 \mu g/g$ 土+吸附剂), 同时分别以 110 ppm 各金属标准液 30ml 的塑料离心管(标准液)和 10g 土加 110ppm 各金属标准液 30ml、10g 土加 30ml 蒸馏水的离心管(±CK) 为对照。

4. 吸附剂对东乡铜矿污染土壤的降毒效应试验

于 100ml 塑料离心管中称东乡铜矿污染土 9.5g, 吸附剂[碳酸钙、泥炭+碳酸钙

(1:1), 炉烟灰+碳酸钙(1:1), 伊利石+碳酸钙(1:1), 膨润土+碳酸钙(1:1)] 0.5g, 混匀, 以不加吸附剂的东乡铜矿污染土为对照, 均加无离子水 50ml。

5. 吸附剂对东乡铜矿污染土壤的水稻幼苗效应试验

于塑料杯中称东乡铜矿污染土 19g, 吸附剂(配比同(4)) 1g, 以不加吸附剂的东乡铜矿污染土和石英砂为对照, 混匀, 各处理均加蒸馏水 12ml (含水分 60%), 室温下放置平衡一周, 至第七天将预先发芽的水稻种芽(10 粒/杯)直播在上面, 连续培育 10 天, 观察各处理水稻幼苗长势, 并分别测量它们的根茎叶长度。

以上(2)、(3)、(4)各试验均置于 $20^\circ C$ 下, 每天以 210 转/分振荡 10 分钟, 至第七天振荡半小时, 4000 转/分离心 15 分钟, 取滤液 10ml 加 NaCl 0.3g, 构成 3% NaCl T_3 发光度待测液。

2. 生物毒性的测定和计算

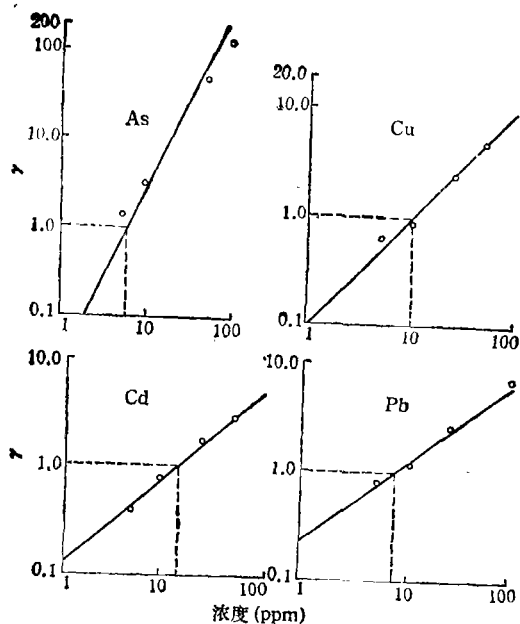
(1) T_3 发光度或 γ 值的测定按 Bulich. A. A 所述的方法进行^[15]。

(2) 降毒能力计算 降毒能力即 T_3 相对发光度增量($\Delta T_3\%$)是以样品 T_3 菌相对发光度与 CK T_3 菌相对发光度之差表示, T_3 菌相对发光度增量大, 表明降毒能力大, 反之降毒能力小。

二、结果和讨论

(一) Cu、Cd、Pb、As 纯化合物的 T_3 菌毒性效应

图 1 清楚地表明, ① Cu、Cd、Pb、As 四种重金属的系列浓度跟 T_3 菌 γ 值呈线性正相关, 即毒性(γ 值)随着各金属系列浓度的增加而呈线性增强, 若以 T_3 发光度表示毒性, T_3 发光度是随着各金属系列浓度的增加而呈线性降低, 这种线性关系为本法的测定奠定了理论基础^[11,14,15]。② 使 T_3 菌发光度降低一半(或 $\gamma = 1$) 的 As、Pb、Cu、Cd 的 EC_{50}

图 1 As、Cu、Cd、Pb 水溶液的 T_3 菌毒性效应As: $R = 0.994$, $r = 1.287C - 6.821$, $p < 0.01$ $EC_{50} = 5.1 \text{ ppm}$ Cu: $R = 0.992$, $r = 0.135C - 0.455$ $p < 0.01$ $EC_{50} = 10.8 \text{ ppm}$ Cd: $R = 0.992$, $r = 0.181 + 0.053C$ $p < 0.01$ $EC_{50} = 15.5 \text{ ppm}$ Pb: $R = 0.990$, $r = 0.481 + 0.067C$ $p < 0.01$ $EC_{50} = 7.7 \text{ ppm}$

值分别为 6.1, 7.7, 10.8, 15.5 ppm. 因此, 就金属真溶液而言, 四种金属的毒性顺序为 $As > Pb > Cu > Cd$.

(二) 添加物对重金属溶液的降毒效应

1. 土壤对重金属溶液的降毒效应

土壤类型是直接影响土壤重金属毒性的基本生态因子之一, 这可通过以下结果 (表 1) 加以论证. 红壤、砖红壤添加三种阳离子金属后, 其滤液所测 T_3 发光度均低于对应金属标准液, 因而它们之间的差值 (降毒能力) 均为负值. 这一结果表明: ①红壤、砖红壤对 Cu、Cd、Pb 三种阳离子吸附性差, 无降毒效应; ②它们的滤液毒性不但没有被降低反而有所增强, 产生这种现象的原因, 可能是阳离子金属与该土壤中 H、Al 离子产生了协同效应. 但同样的二种土壤对阴离子 As 效应与阳离子完全不同, 红壤砷滤液所测 T_3 发光度远比标准液高, 砖红壤次之. 因而它们之间的差值必然为正值, 这就表明, 红壤、砖红壤对 As 具有强烈吸附作用, 对 As 的降毒效应特别明显.

红壤、砖红壤对 Cu、Cd、Pb 三种阳离

表 1 不同类型土壤对重金属溶液的降毒效应

土 类	金属 毒性	Cu		Cd		Pb		As	
		T_3 发光度 (T_3 , %)	降毒能力 (ΔT_3 , %)	T_3 发光度 (T_3 , %)	降毒能力 (ΔT_3 , %)	T_3 发光度 (T_3 , %)	降毒能力 (ΔT_3 , %)	T_3 发光度 (T_3 , %)	降毒能力 (ΔT_3 , %)
红 壤		0.42	-11.7	4.80	-34.5	5.20	-9.80	50.8	48.0
砖 红 壤		2.50	-9.60	18.1	-21.2	0.80	-14.2	18.1	15.6
黑 土		50.9	38.8	53.1	13.8	54.6	39.6	13.1	10.3
下蜀黄棕壤		69.7	57.6	72.7	33.4	28.6	13.6	3.60	0.80
孝感黄棕壤		76.9	64.8	66.9	27.6	57.5	42.5	1.20	-1.60
盱眙黄棕壤		97.5	85.4	74.0	34.0	58.2	43.2	6.80	4.00
标准液(CK)		12.1	/	39.3	/	15.0	/	2.80	/

金属添加量为 $300 \mu\text{g/g}$ 土

子吸附性差、呈现负的降毒效应, 对阴离子 As 吸附性强, 呈明显的降毒效应, 可能与该二类土壤的粘土矿物以高岭石为主、胶体带较多的正电荷以及土壤其它化学性质有关^[2,3,10,11,12].

从表 1 还可明显看出, 黑土、不同地区黄棕壤和红壤、砖红壤完全不同, 它们的滤液所测 T_3 发光度范围为 28.6—97.5%, 其 T_3 发光度均高于对应金属标准液, 黑土和黄棕壤对 Cu、Cd、Pb 三种阳离子的降毒能力

(ΔT_3 ,%) 范围为 13.6—85.4%。这一结果充分说明,黑土和黄棕壤对供试金属阳离子具有强烈吸附作用,降毒效应明显。对阴离子 As 由于吸附性差,降毒不明显,可能与这二类土壤的粘土矿物以蒙脱石、水云母和蛭石为主,胶体带较多的负电荷有关^[2,3,9]。

2. 粘土矿物对重金属溶液的降毒效应

土壤粘土矿物组成随土壤类型的不同呈有规律的变化^[10]。为了进一步证明影响土壤重金属毒性及其降毒效应的根本因素是粘土矿物组成及其胶体性质,选用由南到北有代表性的高岭石、蛭石、伊利石(水云母代表)和蒙脱石四种粘土矿物,监测它们对重金属的降毒效应(表 2)。

表 2 粘土矿物对重金属溶液的降毒效应

金属 毒性 粘土矿物	Cu		Cd		Pb		As	
	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)
高岭石	30.6	9.80	66.8	30.0	68.1	48.5	1.48	0.87
伊利石	99.3	78.5	78.7	41.9	38.6	19.0	0.41	-0.20
蛭石	86.1	65.3	101.7	64.9	86.5	66.9	0.52	-0.09
蒙脱石	89.0	68.2	103.5	66.7	88.0	68.4	0.72	-0.11
标准液(CK)	20.8	/	36.8	/	19.6	/	0.61	/

金属添加量 3000 $\mu\text{g/g}$ 粘土矿物

表 3 无定形金属氧化物对重金属溶液的降毒效应

金属 毒性 金属氧化物	Cu		Cd		Pb		As	
	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)	T ₃ 发光度 (T ₃ ,%)	降毒能力 (ΔT_3 ,%)
无定形氧化锰	48.2	17.1	47.4	33.8	53.9	36.5	0.35	0.09
无定形氧化铁	39.8	8.70	16.0	2.40	47.3	29.9	50.7	50.4
标准液(CK)	31.1	/	13.6	/	17.4	/	0.26	/

金属添加量为 3000 $\mu\text{g/g}$ 氧化物

测试结果表明,伊利石,蛭石,蒙脱石三种粘土矿物添加 Cu、Cd、Pb 三种阳离子金属添液后,它们的滤液所测 T₃ 发光度为 38.6—103.5%,其值均高于对应金属标准液,三种粘土矿物对 Cu、Cd、Pb 的降毒能力(ΔT_3 ,%) 范围为 9.8—78.5%。说明蒙脱石、伊利石和蛭石对 Cu、Cd、Pb 均具有强烈吸附作用,降毒效应特别明显。该三种粘土矿物对阴离子 As 的效应与阳离子完全不同,它们的滤液所测 T₃ 发光度稍低于 As 标准液,对 As 吸附性差,降毒效应不明显。可能与它们带较多负电荷有关^[2,3,8,9]。

这一结果与黑土和黄棕壤的阴阳离子效应基本一致,进一步证实影响土壤重金属毒性的最基本要素在于粘土矿物组成及其胶体性质。

在近中性条件下,高岭石对金属阴、阳离子的降毒效应(表 2)不同于以高岭石为主要粘土矿物的红壤(表 1),其原因有待深入研究。

3. 无定形金属氧化物对重金属溶液的降毒效应

业已证明,土壤金属氧化物及其无定形金属氧化物对重金属具有一定的吸附作

用^[5,6,11]。笔者用人工研制的无定形氧化锰和氧化铁,测试其对供试金属的降毒效应(表3)。

表3表明,无定形的氧化锰和氧化铁添加供试阳离子金属后,它们的滤液所测 T_3 发光度范围是0.35—53.9%,而且前者滤液的毒性均小于后者。与对应金属标准液相比,前者均低于后者。它们对Cu、Cd、Pb的降毒能力($\Delta T_3\%$)范围为0.09—50.4%,并且无定形氧化锰对Cu、Cd、Pb的降毒能力均大于无定形氧化铁。这二种无定形金属氧化物对As的效应则与阳离子金属相反。

4. 吸附剂对重金属溶液的降毒效应

从图2可以看出,除干活性污泥对Cd无降毒能力外,其它三种吸附剂对Cu、Cd、Pb均具有不同程度的降毒能力,它们的降毒能力($\Delta T_3\%$)范围为4.5—68.5%。吸附剂对阴离子As的降毒作用很差,其中泥炭对As的降毒能力只能达到10%。由于吸附剂对金属的降毒能力不同,因而它们的滤液呈现的毒性也不同,其 T_3 发光度范围为0.65—85.5%。四种吸附剂对供试阳离子金属显示基本相同的降毒顺序,即炉烟灰>活性炭>泥炭>干活性污泥。

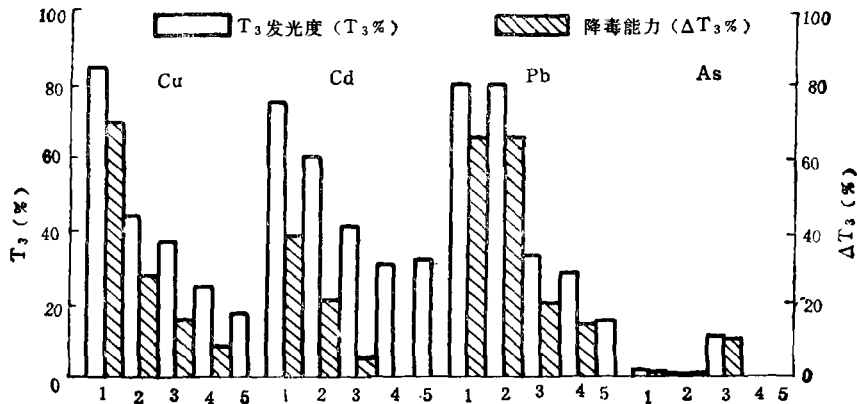


图2 不同吸附剂对重金属溶液的降毒效应

1 炉烟灰 2 活性炭 3 泥炭 4 干活性污泥 5 标准液 (CK) 金属添加量: 3000 $\mu\text{g/g}$ 吸附剂

表4 吸附剂对红壤添加性重金属的降毒效应

金属 毒性 吸附剂	Cu		Cd		Pb		As	
	T_3 发光度 ($T_3\%$)	降毒能力 ($\Delta T_3\%$)	T_3 发光度 ($T_3\%$)	降毒能力 ($\Delta T_3\%$)	T_3 发光度 ($T_3\%$)	降毒能力 ($\Delta T_3\%$)	T_3 发光度 ($T_3\%$)	降毒能力 ($\Delta T_3\%$)
泥炭	14.2	14.0	97.0	80.8	93.2	78.3	99.4	56.5
膨润土	40.0	39.8	115.5	99.3	95.2	80.3	92.6	50.1
碳酸钙	98.8	98.6	121.4	105.2	102.2	87.3	76.1	33.6
泥炭+碳酸钙	105.5	105.3	129.0	112.8	111.5	96.6	80.3	37.8
泥炭+膨润土	79.3	79.1	139.6	123.4	146.3	131.4	169.8	127.3
膨润土+碳酸钙	97.0	96.8	110.3	93.8	87.7	72.9	61.4	18.9
土+标准液	0.17	—	16.2	—	14.9	—	42.5	—
标准液	11.7	—	31.8	—	17.7	—	0.52	—
土 CK	100	—	100	—	100	—	100	—

金属添加量为 300 $\mu\text{g/g}$ 土 + 吸附剂

(三) 吸附剂对红壤添加性重金属的降毒效应

红壤对 Cu、Cd、Pb 三种阳离子金属呈现负降毒效应(表 1)。鉴于这一点,为了降低或缓解红壤重金属毒性,减轻重金属对作物的急性毒害或生物有效性^[4],在红壤添加重金属的同时,再添加十分之一剂量不同配比的吸附剂,平衡一周,监测土壤重金属土浸液的毒性变化(表 4)。

从表 4 可知,红壤添加不同配比吸附剂的 Cu、Cd、Pb 的土浸液所测 T_3 发光度范围是 14.2—146%,均高于对应的土加标准液(降毒能力($\Delta T_3\%$)范围为 14.0—131.4%),表明吸附剂能使原来红壤添加性阳离子金属土浸液毒性由增毒(表 1)变为降毒效应,其中添加碳酸钙、泥炭+碳酸钙对红壤添加性 Cu、Cd、Pb 和泥炭、泥炭+膨润土对 As 均具有显著的降毒作用,它们的土壤重金属浸提液所测 T_3 发光度接近或超过 100%,这表明它们的土壤溶液毒性被消除,这也就消除了土壤溶液对作物急性毒害的可能性。

(四) 吸附剂对东乡铜矿污染土壤的降毒效应

东乡铜矿是江西五大铜矿之一,该矿污染区某采集地的重金属污染现状见表 5。

表 5 东乡某地重金属污染现状

状 态	Cu Cd Pb ($\mu\text{g/g}$ 土)	T_3 发光度 ($T_3\%$)
水溶态 (土/水=1:1)	365.3 1.08 0.18	0.00
可提取态 (土/0.1mol HCl = 1:1)	744.8 4.18 0.70	0.00

水溶态和 0.1 mol HCl 可提取态重金属含量表明,该采集地是以铜污染为主的多种金属污染土壤。

本工作使用 5% 剂量不同配比吸附剂,监测它们对铜污染土壤的降毒效应、土浸液 Cu 含量的变化及其对水稻种芽生长发育的影响,结果见表 6。

表 6 吸附剂对东乡铜矿污染土壤的降毒及其水稻幼苗效应

处 理	T_3 发光度 ($T_3\%$)	水溶态 Cu ($\mu\text{g/g}$ 土)	幼苗根 茎叶长 (mm)
土 (CK)	0.00	480.0	0.0
土+CaCO ₃	120.7	0.75	98.8
土+泥炭 CaCO ₃ (1:1)	112.0	1.25	144.5
土+炉烟灰 CaCO ₃ (1:1)	112.7	0.80	73.9
土+伊利石 CaCO ₃ (1:1)	120.8	0.95	87.5
土+膨润土 CaCO ₃ (1:1)	103.2	0.85	108.3
石英砂	—	—	117.0

从表 6 可知,①不加任何处理的对照土浸液水溶态 Cu 由于含量极高, T_3 发光度(排除 pH 的影响)为零,表明其土壤溶液毒性极大。由此,其对水稻种芽必然产生抑制或急性毒害,导致其水稻幼苗根茎叶长度为零。②添加 5% 剂量的碳酸钙和泥炭、炉烟灰、伊利石、膨润土+碳酸钙的土浸液水溶态 Cu 含量由原来(土 CK)的 480 $\mu\text{g/g}$ 土降至 1.25 $\mu\text{g/g}$ 土以下,土浸液实测 T_3 发光度均上升到 100% 以上。表明土壤溶液毒性由于水溶态 Cu 含量的降低而被消除,也消除或减轻土壤溶液对水稻种芽的抑制或急性毒害。其中泥炭+CaCO₃ 的水稻幼苗长势优于无毒的石英砂。

依据表 4、6 的试验结果,碳酸钙、泥炭+碳酸钙等可能阻滞重金属污染土壤对作物的急性毒害及其有效性,尤其对江西铜污染的红壤改良可能有现实意义。至于污染土壤重金属吸附固定后的潜在毒性及其生物有效性有待进一步探讨。

三、结 束 语

供试金属测定 EC_{50} 值表明,其水溶液毒性顺序为 As > Pb > Cu > Cd。红壤、砖红壤对 Cu、Cd、Pb 呈现负的降毒效应,却对 As 具有明显的降毒作用。黑土、黄棕壤

对三种阳离子金属具有明显的降毒效应,对 As 降毒不明显。试验证明粘土矿物及其组成是影响土壤重金属毒性的最基本因素。无定形氧化锰对 Cu、Cd、Pb 的降毒能力大于无定形氧化铁,而对 As 的效应二者则相反。不同吸附剂对阳离子金属显示基本相同的降毒顺序为炉烟灰>活性炭>泥炭>干活性污泥。不同配比吸附剂对红壤添加性 Cu、Cd、Pb 和东乡铜矿污染土壤均具有明显的降毒作用,其中碳酸钙、泥炭+碳酸钙对红壤添加性重金属和东乡铜矿污染土降毒作用特别显著,它们的土浸液毒性均被消除。水稻幼苗效应表明,随添加吸附剂对东乡铜矿污染土毒性的降解,也消除或减轻了其对水稻种芽的急性毒害。

试验所获结果,可能为重金属污染红壤,尤其江西铜矿污染土壤的改良和调控提供理论依据。

参 考 文 献

- [1] 顾宗灏,环境科学,4(5),30(1983).
- [2] 朱月珍,环境化学,1(5),359(1982).
- [3] 朱月珍,土壤学报,22(4),390(1985).
- [4] 陈家坊等,环境化学,7(2),8(1988).
- [5] 武玫玲等,环境化学,2(1),61(1983).
- [6] 陈其蓉等,环境科学学报,8(4),411(1988).
- [7] 顾宗灏等,土壤学报,24(4),318(1987).
- [8] 吴留松等,土壤,19(3),145(1987).
- [9] 周密等,环境容量,第7页,东北师范大学出版社,长春,1987年.
- [10] 中国科学院南京土壤研究所主编,中国土壤,第258页,科学出版社,北京,1978年.
- [11] Ellitt H. A. 等,土壤学进展,16(6),38(1988).
- [12] 于天仁等,土壤化学原理,第152页,科学出版社,北京,1987年.
- [13] Bulich, A. A and Isenerg, D. L., *ISA transactions* 20(1), 30(1981).
- [14] Tchan, Y T. et. al., *Soil. Biol. Biochem.*, 7, 30 (1974).
- [15] Bulich, A. A., *Process Biochem.*, 17, 45(1982).

(收稿日期:1990年10月16日)

街道地表物的累积与污染特征

——以成都市为例

施 为 光

(四川省环保科研所)

摘要 本文研究了成都市区 74km² 范围内地表物的累积规律和污染特征。结果表明,街道地表物累积受土地用途影响;地表有机物受人类活动的影响;重金属受城市交通的影响。粒径分布研究发现街道地表物小于 360μm 的微粒占 70%,且各种污染物主要吸附于细小的微粒上。使用地表污染物边坎累积模型计算了街道地表物和各种污染物的累积量。成都市区每天累积地表物达 111 吨, BOD₅ 达 78kg, COD 达 411kg, 克氏氮 6kg 和总磷 2kg。

关键词 城市径流污染, 街道地表物, 模型, 成都。

城市降雨径流污染与大气沉降、土地利用、降雨过程、交通强度、地表覆盖和清扫方式等许多因素有关。由于街道地表物累积的复杂性和随机性,对其监测、评价与研究都存在较多的困难。本文在成都市区 74km² 内对街道地表物的采样布点方法、累积规律、粒径

分布和污染特征等问题进行了研究,旨在探索我国城市降雨径流污染研究中污染源调查方法和实际应用的可行性。

一、样品采集与分析

1. 街道地表物的采集

Biochemical Mineralization of Polyvinyl Alcohol (PVA) and Its Natural Degradation. Luo Ji-dan, Lin Shao-ning (China Textile University, Shanghai): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 2—6

The primary intent of this work is to explore biochemical degradability of PVA in natural water and soil, where it will be mineralized and the matter structure transformed. It is showed in the experiments that mineralization rate of PVA was as high as 50—70% through microbial conversion, in which macromolecules were decomposed to be low molecular inorganics. The results demonstrate that PVA will not accumulate in natural water or soil, and PVA wastewater can be treated by biochemical method.

Key Words: polyvinyl alcohol, mineralization rate, microbial degradation.

Anaerobic Sludge Granulation in a UASB Reactor Treating Protein-containing Wastewater. Liu Shuang-jiang, Hu Ji-cui, Gu Xia-sheng (Department of Environmental Engineering, Tsinghua University, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 7—12

This paper describes the results of culturing anaerobic granular sludge in a UASB reactor treating protein-containing wastewater. It was showed that granular sludge formed in the reactor when the sludge loading rate was above 0.67 kg/kg VSS·d and pH of effluent was in the range of 7.2—7.5, the propionate in the effluent was below 300 mg/L. It was found by microbiological analyses that only when a variety of bacteria (fermentative bacteria, propionate degraders, butyrate degraders, acetoclastic methanogens and formate/H₂+CO₂ methanogens) had got a proper number and in appropriate proportion, did the sludge granulate. After granular sludge matured, its components were relatively stable. Compared with the seed sludge, the catabolic activity of granular sludge was much higher due to the increase of bacteria in the granular sludge.

Key Words: UASB reactor, anaerobic granular sludge, methanogenesis.

Factors Affecting Biological Toxicity of Heavy Metals in Soils and Their Regulation. Wu Liu-song, Gu Zong-lian, Xie Si-qin, Zhou Dezhi (Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 12—18

The detoxifying effects of soil types, clay minerals, amorphous metal oxides and adsorbents on heavy metal solution and heavy-metal-polluted soils were determined

in terms of a photobacteria approach. Red earths and latosols had a negative effect on the toxicity reduction of Cu, Cd and Pb, but an evident reducing effect of them was found on the toxicity of As. Black soil and yellow brown earths had an obvious reducing effect on the toxicity of the cationic metals in the experiments, but they had no notable reducing effect on the toxicity of As. Experimental results showed that clay minerals and their composition were the most fundamental factors affecting the toxicity of heavy metals in soils. Amorphous manganese oxides were proved to have a greater detoxication on the cationic metals than amorphous iron oxides, but their effects on As were quite contrary. The effects of different adsorbents on the detoxication of Cu, Cd and Pb were found in the following order: furnace dust > active carbon > peat > dry activated sludge. All applied adsorbents in different proportions were found to be significant in detoxifying the cationic metals added into red earth and soil polluted by Dongxiang copper ores. The acute poison symptoms of rice shoots in the ore-polluted soils were eliminated or alleviated with the adsorbents having been applied.

Key Words: biological toxicity, heavy metal, soil, detoxication.

Sediment on the Urban Street: Accumulation and Characteristics. Shi Wei-guang (Sichuan Provincial Research Institute of Environmental Protection, Chengdu): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 18—23

The main purpose of this paper is to research accumulation and characteristics of the street surface sediment in an area of 74 km² of Chengdu City, the Capital of Sichuan Province. The results showed that the way of land use affected accumulation of sediment, in which organic pollutants come from human activities and heavy metals in it derived from vehicular traffic. It has been found that the diameters of particles below 360 μm took 70% in the sediment and various pollutants adsorbed on them. By modelling the sediment accumulation near the street curbs, the calculated data are as follows: 111 tons per day of sediment on the streets, COD 412 kg/d, BOD 78 kg/d, K-nitrogen 6 kg/d and total phosphorus 2 kg/d. The data are agreeable to the actual situation.

Key Words: street surface sediment, accumulation, modelling.

Study on the Efficiency of Separating Surface-active Substances by Foam. Chen Xue-ming, Wang De-hui, He Li-min (Zhejiang University, Hanzhou); T. E. Carleson (Idaho University, USA): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 24—26