第36卷 第2期
1999 年 5 月

土 壤 学 报
ACTA PEDOLOGICA SINICA

Vol.36,No.2
May, 1999

三种有机肥水溶性分解产物对铜、镉吸附的影响*

王 果 谷勋刚 高树芳 方 玲

(福建农业大学土地与环境学系,福州 350002)

摘 要 研究了稻草、紫云英和猪粪的水溶性分解产物对铜和镉的沉淀作用及其在红壤和潮土上的吸附影响。结果表明三种水溶性分解产物对铜镉的沉淀及吸附有双重效应:络合效应和pH提高效应。在相同的pH值条件下,有机分解产物通过络合作用而不同程度地抑制了铜和镉的沉淀作用及其在两种土壤上的吸附。由于铜具有较强的形成络合物的能力,所以有机分解产物对铜的抑制效果强于对镉的抑制效果。吸附等温线表明,在不调节pH时,三种有机分解产物均通过提高体系的pH值而促进了铜镉的吸附。

关键词 有机肥,水溶性分解产物,铜,镉,吸附,沉淀

中图分类号 X131

有机物质对土壤中重金属的吸附作用有着深刻的影响。有机物质可能通过改变溶液的化学性质、改变溶液中重金属的存在状态或改变吸附体的表面性质而影响重金属的吸附[1~13]。有机物质可能增加重金属的吸附或抑制重金属的吸附,也可能对重金属的吸附不产生明显的影响[1~14]。有机物质对重金属的影响效果取决于有机物质、重金属以及吸附表面的性质和三者之间的相互作用及其强度。不同的有机分解产物(如不同溶解度和不同分子量的分解产物)对重金属吸附的影响可能完全不同。就农业土壤而言,各种有机肥是影响土壤中重金属化学行为的一类最重要的有机物质,然而迄今为止国内外有关这方面的研究并不多,对有机肥水溶性分解产物对重金属吸附的影响更为罕见。鉴于水溶性有机分解产物与重金属之间的相互作用对水田土壤有特殊意义,我们研究了三种南方水田常用的有机肥(稻草、紫云英和猪粪)水溶性分解产物对铜和镉吸附的影响。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤为红壤(取自福建省南平市夏道镇,花岗闪长岩母质)和潮土(取自福州金山乌龙江边,河流冲积母质)的A层土壤。土壤风干后过1mm筛,备用。供试土壤的基本性质见表1。

* 国家自然科学基金资助项目(批准号:49671048)

收稿日期:1998-03-19;收到修改稿日期:1998-10-06

表1 供试土壤的基本性状

Table 1 Basic properties of the soils studied

土壤 Soil	pH (H_2O)	粘粒 Clay (<0.002mm) (g/kg)	有机碳 Organic larbon (g/kg)	CEC (cmol/kg)	游离铁 Fed. (Fe, g/kg)
红壤	5.01	437.0	15.3	6.13	27.94
潮土	5.78	138.9	11.4	5.67	20.87

供试有机物料为稻草、紫云英和猪粪，分别取自本校试验田、闽侯县城关和本校养猪场。新鲜稻草和紫云英经洗净、风干(猪粪直接风干)、烘干(70～80℃)后粉碎，过 1mm 筛，备用。

1.2 研究方法

1.2.1 不存在有机物料时的吸附状况 (1)pH-吸附曲线。取经硝酸溶液浸泡后洗净的 50ml 塑料离心管 8 支，称取 1.000g 风干土于各离心管中。加入适量蒸馏/去离子水(其用量须使管中最后溶液体积为 25ml)，2.5ml 0.1mol/L $CaCl_2$溶液(使管中溶液的 Ca^{2+} 离子浓度为 0.01mol/L)，再加适量 0.1mol/L的 NaOH 或 HCl 溶液调节 pH 值使溶液的最后 pH 呈梯度分异(在 3.5～7.5 之间)，最后加入 0.0125mol/L的 $CuCl_2$或 $CdCl_2$溶液使铜或镉的初始浓度 (Ci)为 10^{-4}mol/L。震荡 3 小时后静置 24 小时，离心(转速 8000rpm)10 分钟。将上清液用中速定量滤纸过滤。用酸度计测定滤液的 pH 值，用原子吸收分光光度计测定滤液中镉或铜的浓度。根据铜或镉前后浓度差计算吸附率。(2)吸附等温线。取离心管 5 只，称土样 1.000g，加适量蒸馏/去离子水(应使管中最后溶液体积为 25ml)，2.5ml 0.1mol/L $CaCl_2$，再加 0.0125mol/L 的 $CdCl_2$或 $CuCl_2$ 0.1、0.25、0.5、0.75、1ml，震荡 3 小时后静置 24 小时，8000rpm 离心 10 分钟。将上清液过滤，测滤液的 pH 值和铜或镉浓度。(3)pH-沉淀曲线。方法同(1)，唯不加土壤。

1.2.2 存在有机肥分解产物时的吸附状况 (1)有机分解产物的制备。分别称取紫云英、稻草和猪粪干粉各 15g 于大烧杯中，按 W(有机物料)∶W(水) = 1∶25加水。将烧杯置于恒温条件下(25 ± 2℃)培养 30 天。将培养物离心 10 分钟(8000rpm)，上清液用中速定量滤纸过滤，滤液置于 4℃下保存备用。(2)pH-吸附曲线和吸附等温线。除了各离心管少加水 0.5ml，多加有机分解液 0.5ml(相当于土壤重量的 2%有机肥的分解液)，其余试剂的添加及试验步骤与前同。

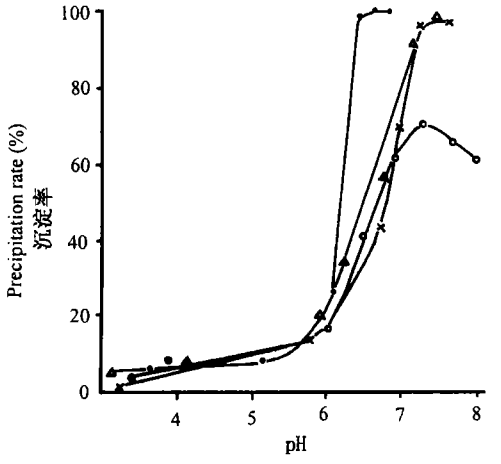
2 结果与讨论

2.1 稻草、紫云英和猪粪分解液对铜、镉沉淀作用的影响

图 1 表明在不同条件下铜的沉淀状况。在不存在有机分解液的条件下，当 pH < 5.1 时，铜的沉淀率很低(< 8%)，沉淀率随 pH 的升高而升高的趋势很缓慢。当 pH > 5.1 时，沉淀率迅速升高，从 pH6.1 开始出现一个突跃，pH6.5 时沉淀率已达 98%。可见在 0.01mol/L 的 $CaCl_2$支持电解质的条件下，铜的大量沉淀出现在 pH6.1～6.5 之间。添加有机分解产物后，铜沉淀率在 pH ≈ 5.7 以前无明显变化，这说明在此 pH 范围内，若不考虑有机分解产物对体系 pH 值的影响，各有机分解产物对铜的沉淀作用并没有显著影响。当pH 值 > 5.7 时，有机分解产物对铜的沉淀作用表现出明显的抑制作用。稻草和猪粪分解产物对铜沉淀的抑制作用随 pH 的升高而增强，使铜接近完全沉淀的 pH 值后移约 0.8 个单位，

两种分解产物的抑制效果相近。从 pH5.7～7.3，紫云英分解产物对铜沉淀的抑制效果逐渐增强；但在 pH7.3～8 范围内，其抑制效果又复下降，这反映了紫云英水溶性分解产物与稻草和猪粪分解产物的不同，即与铜的相互作用能力随 pH 值的变化而波动。有机物可能与重金属形成可溶性络合物，从而抑制重金属的沉淀，也可能与重金属形成难溶性络合物，从而促进重金属的沉淀[1,3~12,15]。图 1 的结果表明，在 pH5.7 以前，有机分解产物与铜的结合强度低于溶液中的羟基，不足以抑制铜的沉淀；随 pH 值的升高，有机分解产物与铜的结合强度逐渐增大，从而抑制了部分铜的沉淀。有机分解产物与铜的作用强度随 pH 值的变化而变化的趋势，可能与有机分解产物的电性变化有关：在低 pH 值时，有机分解产物的质子化作用较强，带负电荷的基团少，故与金属形成络合物的能力较弱；随 pH 值的升高，有机基团的脱质子化作用增强，带负电荷的基团增多，因此与金属形成络合物的能力增强，形成更多的可溶性的有机-铜络合物，故抑制了铜的沉淀。在试验 pH 条件下，各种有机分解液都不促进铜的沉淀，可见在此 pH 范围内均不大量形成难溶性的有机-铜化合物。

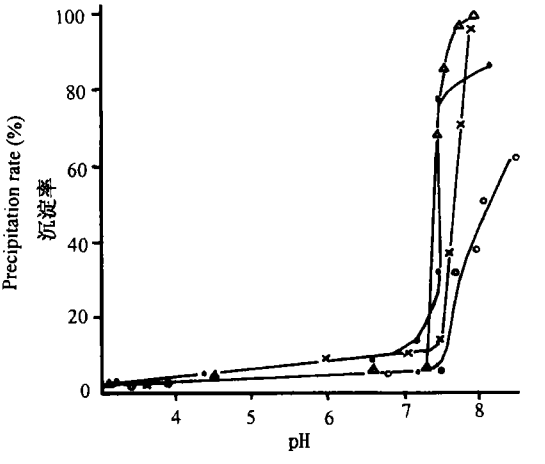
从图 2 可见，在不存在有机分解产物的条件下，当 pH < 7 时，镉的沉淀率低于 10%；当 pH > 7.2 时，沉淀率急剧上升。比较铜和镉的沉淀率可知，镉的沉淀作用比铜弱的多，镉出现沉淀突跃的 pH 值比铜后移约 1 个 pH 单位，这主要是由于镉的水解作用弱于铜所致。稻草分解产物在 pH7 以前对镉的沉淀没有明显影响。当 pH > 7 时，对镉的沉淀有抑制作用，使镉产生沉淀突跃的 pH 后移了 0.2～0.3 个 pH 单位。当 pH < 7.2 时，猪粪和紫云英分解产物对镉的沉淀有抑制作用，这表明在此 pH 范围内，猪粪和紫云英分解产物与镉的络合作用强于稻草分解产物；同时也表明在此 pH 范围内猪粪和紫云英分解产物与镉的络合强度高于羟基。猪粪和紫云英分解产物对镉和铜沉淀的抑制效果的差异反映了镉和



· 无有机分解产物　× 稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

图 1　铜的 pH-沉淀曲线 ($Ci = 10^{-4}$mol/L)

Fig.1　pH-precipitation curves of Cu^{2+} ($Ci = 10^{-4}$mol/L)



· 无有机分解产物　× 稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

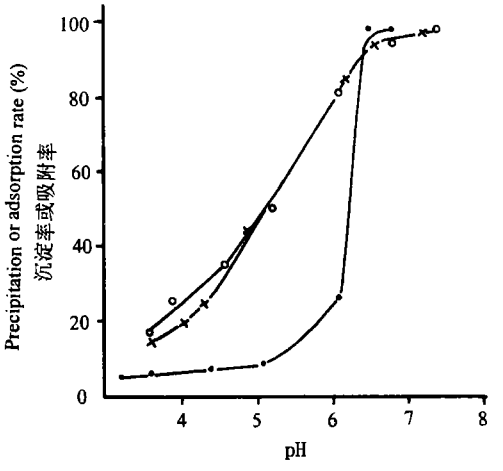
图 2　镉的 pH-沉淀曲线 ($Ci = 10^{-4}$mol/L)

Fig.2　pH-precipitation curves of Cd^{2+} ($Ci = 10^{-4}$mol/L)

铜与羟基络合强度的差异：羟基与铜的络合强度高，故紫云英和稻草分解产物对铜沉淀的抑制效果较弱；而羟基与镉的络合强度低，故紫云英和猪粪分解产物对镉沉淀的抑制作用就较强。当 pH>7.2 时，紫云英对镉沉淀的抑制作用增强，但猪粪分解产物则不表现明显的抑制作用。

2.2 铜和镉在两种土壤上的吸附特征

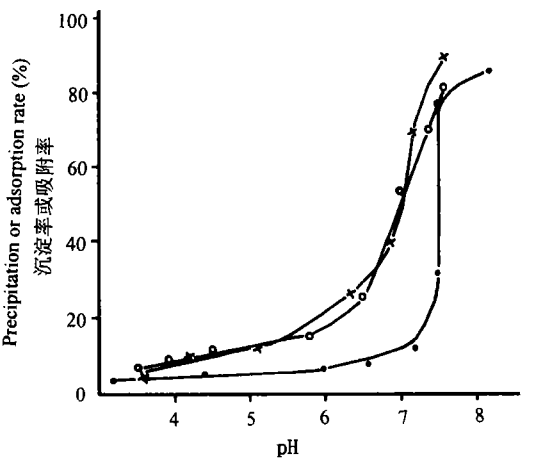
从图 3 可知，在有土壤存在的条件下，铜从溶液中移去的比例大大提高，这主要是由于土壤对铜的吸附所致，也包括土壤固相表面对重金属沉淀形成的催化作用[9]。如果不考虑土壤固相表面对重金属沉淀形成的催化作用，可以将图 1 中吸附曲线与沉淀曲线之差看成土壤对铜的“吸附率”。从图中可见，两种土壤对铜的吸附从 pH<4 时就已开始；随 pH 值的升高，土壤的吸附率逐渐加大，到开始出现铜沉淀突跃时 (pH ≈ 6) 达到最大；当 pH 继续升高，由于沉淀率迅速升高，沉淀作用的重要性增大，土壤“吸附率”的重要性逐渐下降。尽管两种土壤在有机质、粘粒及氧化铁含量等方面有比较明显的差异，但当溶液 pH 值相同时，两种土壤对铜的吸附能力却十分接近。这可能是由于两种供试土壤性质上的各种差异相互抵消，最后使得它们对铜的表观吸附能力未出现明显差异。从图 4 可知，添加土壤后，镉从溶液中移去的比例有所提高，但仍比铜低的多。与铜一样，两种土壤对镉的 pH–吸附曲线也没有明显差异。



· 无土壤 × 加红壤 ○加潮土

图 3 铜的沉淀及 pH–吸附曲线

Fig.3 pH–precipitation and pH–adsorption curves of Cu^{2+} for two soils ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)



· 无土壤 × 加红壤 ○加潮土

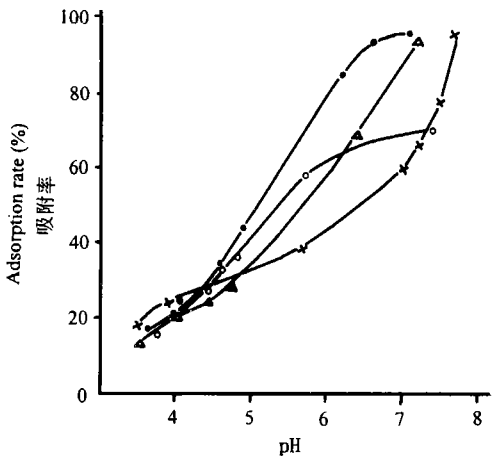
图 4 镉的沉淀及 pH–吸附曲线

Fig.4 pH–precipitation and pH–adsorption curves of Cd^{2+} for two soils ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)

2.3 稻草、紫云英和猪粪分解产物对铜、镉 pH–吸附曲线的影响

从图 5 可知，当溶液 pH 值相同时，三种有机分解产物均不同程度地抑制了铜在红壤上的吸附。pH4.5 以前，有机分解产物对铜在红壤上的吸附的影响并不明显。当 pH > 4.5 时，抑制作用逐渐增强。比较图 7 和图 5 可知，三种有机分解产物对铜在红壤上吸附的影响比对铜沉淀的影响更为显著。有机分解产物对铜沉淀的影响主要涉及铜–羟基和铜–有

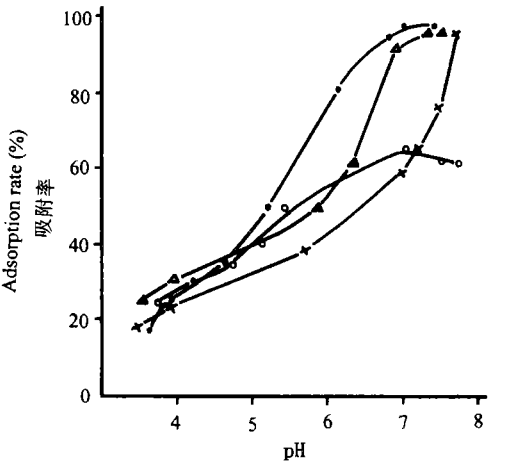
机物这两个体系之间的平衡关系，而有机分解产物对铜在土壤上吸附的影响则还涉及土壤-铜和土壤-有机物两个体系之间的平衡关系。换言之，有机分解产物对铜在土壤上吸附的影响是上述四个体系综合平衡的结果。稻草分解产物对铜在红壤上吸附的抑制作用最强，但它对铜沉淀的抑制作用却不明显比另外两种分解产物强，这可能是由于稻草分解产物比其它分解产物更不容易被土壤所吸附或稻草分解产物与铜的络合物比其它络合物更不容易被土壤所吸附之故。当 pH < 6.3 时，猪粪分解液对铜的抑制作用比紫云英分解液略强；但当 pH > 6.3，紫云英分解液的抑制作用则显著增强。铜的沉淀曲线也表明，紫云英分解产物在高 pH 条件下有较强的抑制铜沉淀的能力。从图 6 可知，稻草和紫云英分解液始终抑制了铜在潮土上的吸附。当 pH < 7.2 时，稻草分解液的抑制作用明显强于紫云英；当 pH > 7.2 时，紫云英分解液的抑制作用显著增强。当 pH < 5 时，猪粪分解液略微提高了铜在潮土上的吸附，而后也显著地降低了铜的吸附。比较图 5 和图 6 的 4 组曲线可知，三种有机分解液对铜在两种土壤上的吸附的影响十分相近，这说明在两种土壤条件下，溶液中各体系之间的相互作用及其程度均十分相近。比较图 1 和图 5 和图 6 可知，有机分解产物开始抑制铜在两种土壤上的吸附的 pH 值（约 4.5）低于开始抑制铜沉淀的 pH 值（约 6.1）。这一方面说明有机分解液在 pH < 6.1 的 pH 范围内，就与铜发生络合作用；另一方面也表明两种土壤所吸附的铜中，至少有一部分与土壤的结合强度低于铜与羟基的结合强度，所以有机分解液在不明显抑制铜沉淀的 pH 条件下就开始明显地抑制土壤对铜的吸附。



· 无有机分解产物　× 稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

图 5　铜在红壤上的 pH-吸附曲线

Fig.5　pH-adsorption curves of Cu^{2+} for red soil ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)

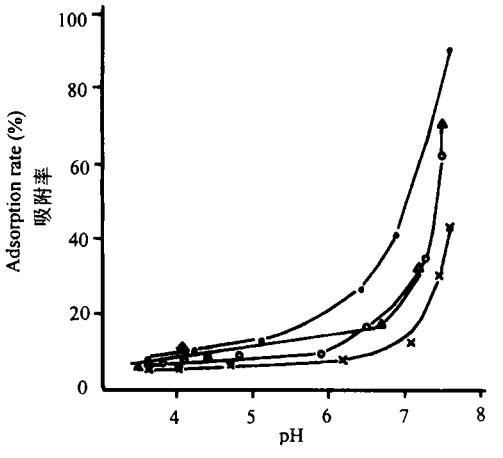


· 无有机分解产物　× 稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

图 6　铜在潮土上的 pH-吸附曲线

Fig.6　pH-adsorption curves of Cu^{2+} for fluvo-aquic soil ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)

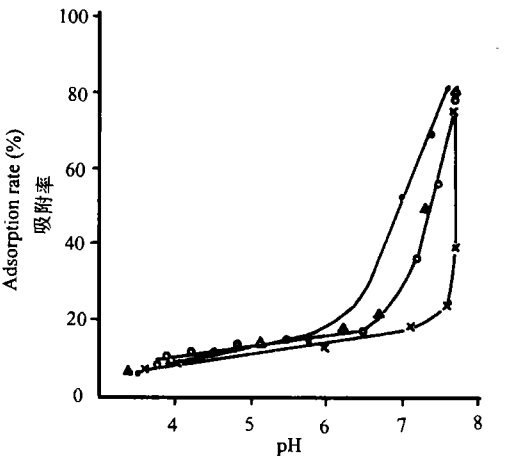
三种有机分解产物同样也抑制了土壤对镉的吸附。稻草和紫云英分解产物从 pH4 开始就对镉在红壤上的吸附有抑制作用，而猪粪分解产物则到 pH5 以后才开始产生抑制作用。稻草分解产物的抑制作用最强（图 7）。在 pH6 以前，有机分解产物对镉在潮土上吸附的影



·无有机分解产物 ×稻草分解产物
○紫云英分解产物 △猪粪分解产物

图 7 镉在红壤上的 pH-吸附曲线

Fig.7 pH-adsorption curves of Cd^{2+} for red soil ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)



·无有机分解产物 ×稻草分解产物
○紫云英分解产物 △猪粪分解产物

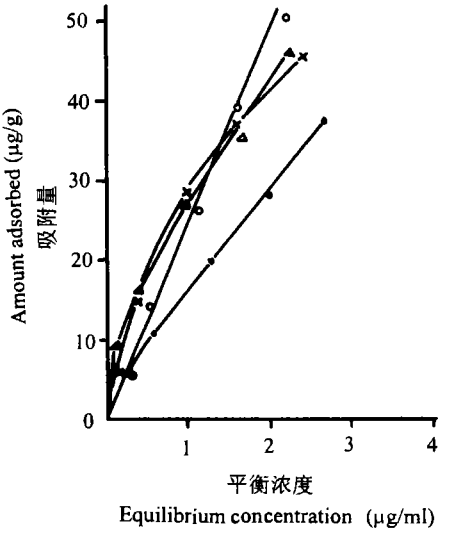
图 8 镉在潮土上的 pH-吸附曲线

Fig.8 pH-adsorption curves of Cd^{2+} for fluvo-aquic soil ($Ci = 10^{-4}$ mol/L)

响不明显，从 pH6 开始，抑制作用逐渐增强，稻草分解产物仍然具有较强的抑制能力(图 8)。比较图 7 和图 8 可知，稻草和紫云英分解产物对镉在潮土上吸附的抑制作用略高于对镉在红壤上吸附的抑制作用，这表明尽管红壤和潮土对镉的吸附率相近，但两种土壤对镉的吸附强度仍有差别，即在相同 pH 条件下，潮土对镉的吸附强度略低于红壤。与铜不同，有机分解产物在较低的 pH 范围对镉的沉淀和吸附均有所抑制，这表明在较低的 pH 条件下有机分解产物与镉的络合强度就高于镉与土壤固相表面的结合强度。比较三种有机分解产物对铜和对镉吸附的抑制效应可见，对铜吸附的抑制作用比对镉的抑制作用强，这显然是由于铜与有机产物形成络合物的能力大于镉所致。

2.4 稻草、紫云英和猪粪分解产物对铜、镉吸附等温线的影响

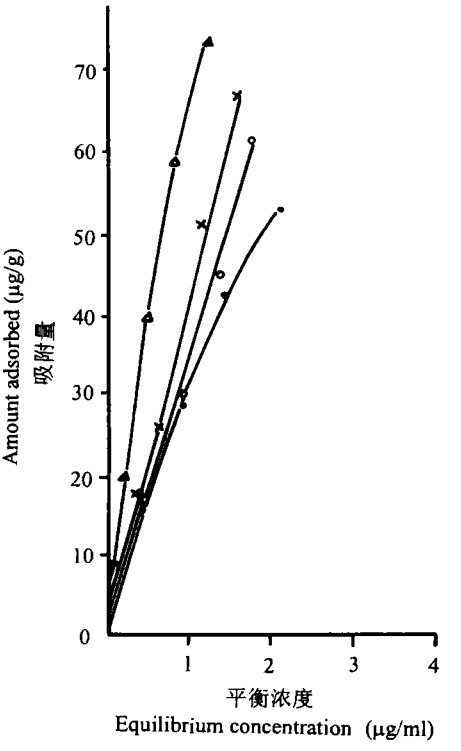
在不存在有机分解产物的条件下，铜在潮土上的等温吸附远比在红壤上强(图 9，10)从上述讨论可知两种土壤组成上的差异对其吸附能力差异的贡献并不大，因此这种差异主要是由于潮土的 pH 值高于红壤所致。添加三种有机分解产物均不同程度地增加了两种土壤对铜的吸附，但不同有机分解产物的影响不同。在红壤上，当 Cu^{2+} 的初始浓度较低时，存在稻草和猪粪分解产物时铜的吸附量高于紫云英；当 Cu^{2+} 的初始浓度较高时，存在紫云英分解产物时铜的吸附量高于稻草和猪粪分解产物。在潮土上，则不存在这种交叉现象，对铜吸附的提高效果依次是：猪粪 > 稻草 > 紫云英。有机物增加土壤对重金属吸附的主要原因有二：提高土壤的 pH 值和增加土壤的吸附能力。从上述分析可知，在 pH 值相同的情况下，这几种有机分解液不但不增加土壤对铜的吸附，反而产生抑制作用。因此，有机分解产物对铜吸附的提高作用应主要归结于它们提高了土壤的 pH 值。pH 值的提高所产生的铜吸附的增加，不仅抵消了有机分解产物对铜吸附的抑制作用，还进一步提高了土壤对铜的吸附。平衡液的 pH 值测定结果表明，有机分解液确实显著提高了平衡液



·无有机分解产物　×稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

图 9　铜在红壤上的吸附等温线

Fig.9　Adsorption isotherms of Cu^{2+} for red soil



·无有机分解产物　×稻草分解产物
○紫云英分解产物　△猪粪分解产物

图 10　铜在潮土上的吸附等温线

Fig.10　Adsorption isotherms of Cu^{2+} for fluvo-aquic soil

的 pH 值，且提高幅度不小(1～2pH 单位)。但有机分解液对 pH 值的影响与对铜吸附的影响并不完全一致。如在潮土上，平衡液的 pH 值是稻草 > 紫云英 > 猪粪。显然，对 pH 值的影响并不是有机分解液影响铜吸附的唯一因素。

从图 9 和图 10 可知，铜的部分吸附等温线是直线，而另一部分则为曲线。吸附等温线的形状可以在一定程度上反映土壤-重金属-溶液之间的相互作用状况。直线型的吸附等温线表明随着添加重金属浓度的提高，重金属在土壤和溶液之间的分配比例不变，即土壤-重金属之间的结合强度与溶液中羟基、有机质及其它成分对重金属的结合强度之比例不变；而曲线型的吸附等温线则表明随着添加重金属浓度的提高，重金属在土壤和溶液之间的分配比例发生了变化，即土壤-重金属之间的结合强度与溶液中羟基、有机质及其它成分对重金属的结合强度之比例发生了变化。吸附等温线弯曲的原因可能是由于土壤对铜吸附饱和度提高而使土壤的吸附能力下降，也可能是由于溶液化学条件发生了变化。从铜的吸附等温线来看，由于存在部分直线型的吸附等温线，所以弯曲型等温线的原因不太可能是由于土壤对铜的吸附能力下降所致。比较弯曲型吸附等温线的 Kd 值和 pH 值可知(表 2)，随着 Kd 值的下降，pH 值也呈下降趋势。相关分析表明，红壤-铜-猪粪和潮土-

铜这两条等温线的 Kd 值和 pH 值呈显著相关，这证实在实验条件下平衡 pH 值的变化是引起吸附等温线弯曲的重要原因。表 2 中另两条等温线的 Kd 值和 pH 值则不存在显著相关，这可能是统计点数太少所致。

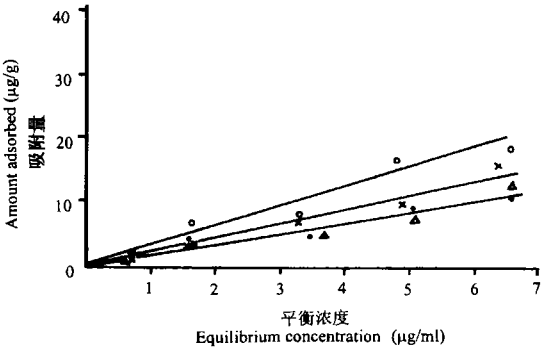
表2 铜的弯曲型吸附等温线各测定点的Kd值和相应的pH值[1)]

Table 2 Kd and relative pH values of each points of some curved isotherms of copper

吸附体系 System							
红壤-稻草 R.S/RI.S		红壤-猪粪 R.S/P.M		潮土 F.A.S		潮土-猪粪 F.A.S/P.M	
Kd	pH	*Kd*	pH	*Kd*	pH	*Kd*	pH
32.8	6.52	55.0	5.44	47.9	5.49	105.0	6.76
35.5	6.52	35.5	5.27	37.2	5.50	88.6	6.76
29.2	6.48	25.5	4.95	33.0	5.09	79.0	6.86
22.9	6.68	20.9	4.85	22.8	4.88	79.0	6.65
19.3	6.39	18.8	4.80	23.6	4.78	61.0	6.65

[1)] $Kd = S/C$, S 为土壤吸附量 (μg/g)，C 为平衡浓度 (μg/ml) R.S: Red soil F.A.S: Fluvo-aquic soil RI.S: Rice straw P.M: Pig manure

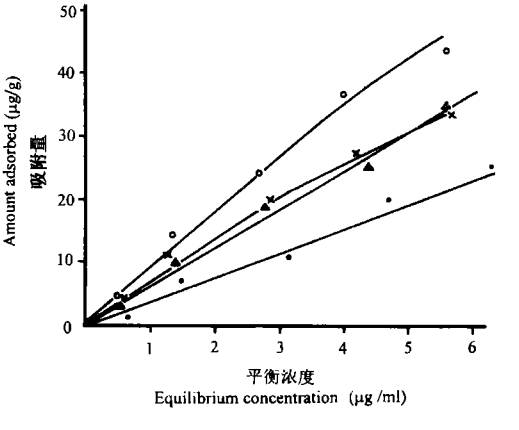
从图 11 和图 12 可知，镉在红壤上的吸附明显弱于潮土，这显然也是由于潮土的 pH 值高于红壤所致。三种有机分解产物对镉在两种土壤上的吸附的影响不同。从图 11 可知，猪粪分解液对镉在红壤上的吸附无明显影响，而稻草和紫云英分解液则提高了镉的吸附，且紫云英 > 稻草。红壤-镉-紫云英体系的平衡 pH 值高于红壤-镉-稻草体系，其平衡 pH 值与吸附结果是吻合的。猪粪-镉-红壤体系的平衡 pH 值 (pH5.5 左右) 低于上述两个体系。从图 7 可知，在 pH5.5 左右，镉的吸附随 pH 值的变化而发生的变化较小，这可能是



• 无有机分解产物 × 稻草分解产物
○紫云英分解产物 △猪粪分解产物

图 11 镉在红壤上的吸附等温线

Fig.11 Adsorption isotherms of Cd^{2+} for red soil



• 无有机分解产物 × 稻草分解产物
○紫云英分解产物 △猪粪分解产物

图 12 镉在潮土上的吸附等温线

Fig.12 Adsorption isotherms of Cd^{2+} for fluvo-aquic soil

猪粪对镉在红壤上的吸附等温线未有明显影响的原因。在潮土上，三种有机分解液均提高了镉的吸附，顺序是：紫云英 > 稻草 ≈ 猪粪(图 12)。三种有机分解液对镉在潮土上吸附的影响顺序与平衡 pH 的差异顺序是一致的。比较猪粪-镉-红壤体系和猪粪-镉-潮土体系可知，尽管猪粪分解液对两个体系的平衡 pH 值的影响程度相近，但由此而产生的体系平衡 pH 值却使镉的吸附状况大不一样：在红壤体系中，平衡 pH 值为 5.2～5.7；而在潮土体系中，平衡 pH 值为 6.5～6.7。从图 9 可知，在 pH 值 5.7 以前，镉在红壤上的吸附率随 pH 值的升高而升高的程度有限；从图 10 可知，在 pH 值 6.1 以上，镉在潮土上的吸附率随 pH 值的升高而急剧升高。

致谢：本研究在赵其国教授和陈怀满研究员指导下完成，谨致谢忱。

参　考　文　献

1. 王　果，Bourgeois S，Bermond A. 三种农药对 Cu^{2+} 在蒙脱石和δ-Al_2O_3上吸附的影响．土壤学报，1996，33(4)：344～350
2. 陈英旭，骆永明，朱永官，朱祖祥，何增耀．土壤中铬的化学行为研究．V. 土壤对 Cr(III)吸附和沉淀作用的影响因素．土壤学报，1994，31(1)：77～84
3. Bar Tal A, Bar Yosef B, Chen Y. Effects of fulvic acid and pH on zinc sorption on montmorillonite. Soil Sci., 1988, 146(5):367～373
4. Christensen T H. Cadmium soil sorption at low concentrations. VII: Effect of stable solid waste leachate complexes. Water, Air, and Soil Pollution, 1989, 44:43～56
5. Cubin R G, Street J J. Adsorption of cadmium on soil constituents in the presence of complexing ligands. J. Enyiron. Qual., 1981, 10:225～228
6. Huang C P, Yang Y L. Adsorption characters of Cu (II) on humus-kaolin complexes. Water Research. Oxford, 1995, 29(11):2455～2460
7. Inskeep W P, Baham J. Competitive complexation of Cd (II) and Cu (II) by water-soluble organic ligands and Na-montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. J., 1983, 47:1109～1115
8. Kuiters A T, Mulder W. Water-soluble organic matter in forest soils: I. Complexing properties and implications for soil equilibria. Plant and Soil, 1983, 152(2):215～224
9. Murray B McBride. Environmental Chemistry of Soils. New York-Oxford: Oxford University Press, 1994
10. Neal R H, Sposito G. Effects of soluble organic matter and sewage sludge amendments on cadmium sorption by soils at low cadmium concentrations. Soil Sci., 1986, 142:164～172
11. Stadler H, Schindler P W. The effect of dissolved ligands on the sorption of Cu(II) by Ca-montmorillonite. Clays and Clay Minerals, 1994, 42(2):148～160
12. Taylor M D, Theng B K G. Sorption of cadmium by complexes of kaolinite with humic acid. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1995, 26(5～6):765～776
13. Xiong L M. Plant materials affect cadmium adsorption by soil. Agribiological Research, 1994, 47(2):160～167
14. 郭胜利，余祖存，戴鸣均．有机肥通过提高土壤锌有效性的机理研究．西北农业学报，1995，4(增刊)：104～109
15. 何念祖，孟赐福．植物营养原理．上海科学技术出版社，1987

ADSORPTION OF COPPER AND CADMIUM ON TWO SOILS AS AFFECTED BY WATER-SOLUBLE PRODUCTS OF THREE ORGANIC MATERIALS

Wang Guo, Gu Xun-gang, Gao Shu-fang, Fang Ling

(*Department of Land & Environmental Sciences, Fujian Agricultural University, Fuzhou* 350002)

Summary

Effects of water-soluble products of rice straw, Chinese milk vetch and pig manure on precipitation and adsorption of Cu and Cd on a red soil and a fluvo-aquic soil were studied. Two opposite effects, pH-raising effect and complexing effect, were observed. At same pH values, the water-soluble organic products depressed Cu and Cd precipitation and adsorption by forming soluble organic-metal complexes. Cu adsoprtion was more strongly inhibited than Cd adsorption because of the stronger complexation ability of copper. The adsorption isotherms showed that the water-soluble products enhanced Cu and Cd adsorption by raising pH values when the pH values were not adjusted.

Key words Organic material, Water-soluble product, Copper, Cadmium, Adsorption, Precipitation