

迁出比例分别为 2.10%、3.20%、8.29% 和 13.14%。

由于试验土壤为模拟砷污染土壤,砷污染时间较短(吸附砷后一年),砷在土壤中的存在形式与田间实际土壤有一定差别。土柱为人工装填,与自然土壤的结构特征也有较大差距,因此所得结果与实际情况会有一定距离,但从其趋势推断,调查区污染土壤中的砷在一定条件下,有随水分迁出的可能。

综上大田调查、盆栽及土柱淋溶试验结果表明,在本区褐土类土壤条件下,砷的蓄积与迁移与主要以阳离子态存在的重金属的迁移^[4,5]有相似处,但也有其特点。与阳离子态金属相似,土壤对砷有一定蓄积能力,长期用含砷污水灌溉,会使砷在土壤中累积。但在本区偏碱性及以 2:1 型粘土矿物为主的土壤环境中,砷具有一定程度的移动性,其被土壤滞留的数量比酸性土壤低。特别是在氧化还原电位 (Eh) 较低和 pH 值较高时,较多的砷被还原为亚砷酸,它不易被土壤吸附。同时,因为 pH 升高,土壤的正电荷减少,从而减少了对砷的吸附作用,在这种条件下,砷的活动性可能大于主要以阳离子态存在的重金属元素。砷的这种迁移特征,有可能引起地表水体以至地下水体的污染,对此应引起重视。

三、小 结

本区土壤对砷有明显的滞留作用,污水中的砷可被土壤蓄积,从而对砷的扩散起限制作用。

偏碱性的土壤条件,使砷具有一定程度的迁移能力,其迁移比率受灌水浓度和持续灌溉量的影响。同时,土壤理化性质的差异,也影响砷的蓄积与迁移。

受砷污染的土壤经雨水(或灌溉水)淋滤,砷可自土壤中迁出,其迁出量与土壤污染程度、淋溶水量和淋溶强度密切相关。

鉴于本区土壤中砷的迁移特性,在评价砷污染危害时,除注意其对农作物的损伤及可食部分累积量过高对人体的影响外,砷对地表水体(或地下水)污染的可能性应引起注意,并应加强有关方面的研究。

参 考 文 献

- [1] 小山雄生,日本土壤肥科学杂志, 47, 85—98 页 (1976)。
- [2] 杨居荣,生态学学报, 4(1), 34—44(1984)。
- [3] 渋谷政夫,土壤污染の機構と解析,産業図書, 38—70, 1979。
- [4] 夏增禄,环境科学学报, 5(1), 105—112(1985)。
- [5] 陈静生, 环境污染与保护简明原理, 商务印书馆, 266—276, 1981。

长江口腐殖质对重金属的吸附作用

廖文卓 陈 松 潘皆再 庄国顺

(国家海洋局第三研究所)

一、引 言

河口区水体和沉积物中含有较丰富的有机质,而其中又以含有多种官能团,对多种金

属离子具有较强的络合交换和吸附作用的腐殖质为主。虽然腐殖质组成和结构较为复杂,其对金属的络合吸附和其他作用过程的机制尚不很清楚,然而它们对痕量金属在天然水

体、土壤、沉积物中的积累和释放的地球化学过程中的作用却已进行了不少研究工作^[1-7]。我们在长江口的现场调查结果也表明^[8]，沉积物中有机物和水合氧化铁对重金属有重要的控制作用。为了进一步从理论上认识有机质在痕量金属元素沉积转移过程中的作用，我们又以从表层沉积物中提取的腐殖质为吸附剂，在模拟长江口的环境条件下，对 Pb、Cu 和 Cd 进行吸附实验，本文报道初步结果。

二、实 验

1. 实验材料

(1) 腐殖质的提取 腐殖质从长江口中美联合调查 M₄ 站的表层沉积物中提取，沉积物用 0.1mol NaOH 室温振荡提取，离心分离，提取液经 0.45 μ 滤膜过滤，酸化沉析、充分洗涤，以 0.34mol NaCl 液配制成一定浓度的腐殖质悬浮液。

(2) 试剂 均采用 GR 级试剂和二次石英蒸馏水

(3) 分析仪器和方法 用配有 303 型静态汞滴电极和步进式记录仪的 384 型极谱分析仪 (Princeton Applied Research) 进行 Cd、Cu 和 Pb 的差示脉冲溶出法测定^[9]。

2. 实验条件 参照站位的环境参数，选用盐度 ~20‰ 的 0.34mol NaCl 为介质，pH = 6.5 (pH = 7.5 和 8.5 以 NaCl + 2.3 $\times$ 10⁻³mol NaHCO₃ 为介质)，吸附剂浓度为 20mg/l 左右。

3. 实验和结果

(1) 平衡时间的选择 实验是在 1000ml 三颈瓶中进行的。800ml pH 固定且含有一定浓度的吸附质溶液及相应量吸附剂在恒温水浴中匀速搅拌，定时取样(过滤膜)，酸化，分析溶液中的吸附质，由吸附前后浓度变化计算吸附量。由此得到腐殖质对 Pb 和 Cu 吸附的动力学曲线，如图 1—2 所示。实验表明腐殖质对重金属的吸附速度很快，十多分钟内基本达到平衡。为了确保平衡时间，吸附实

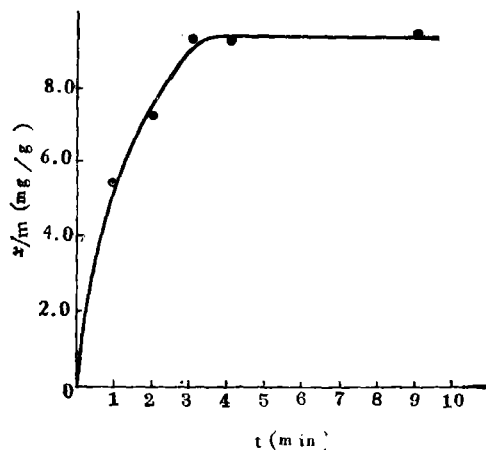


图 1 有机质-Pb 吸附动力学曲线
pH = 6.50, $t = 26 \pm 0.5^\circ\text{C}$ $C_{0\text{Pb}} = 114\text{ppb}$,
有机质量 4.38mg/l

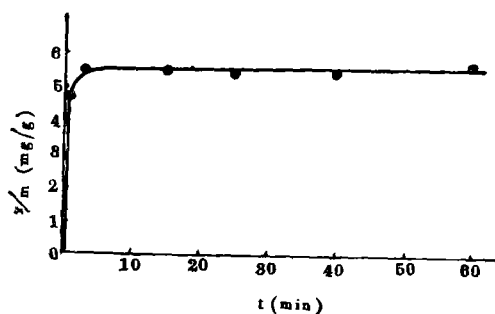


图 2 有机质-Cu 吸附动力学曲线
pH = 6.52 $t = 36 \pm 0.5^\circ\text{C}$ $C_{0\text{Cu}} = 208\text{ppb}$
有机质量 6.60mg/500ml

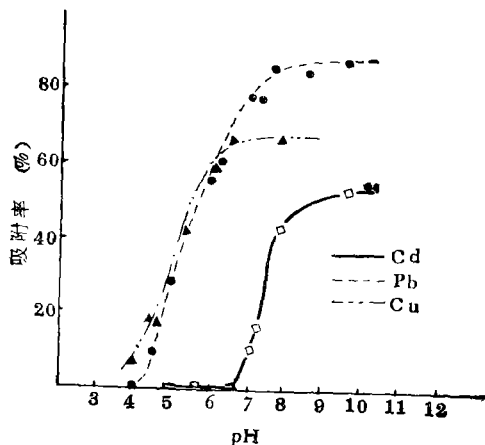


图 3 有机质-Pb、Cu、Cd 吸附率-pH

验采用 1 小时。

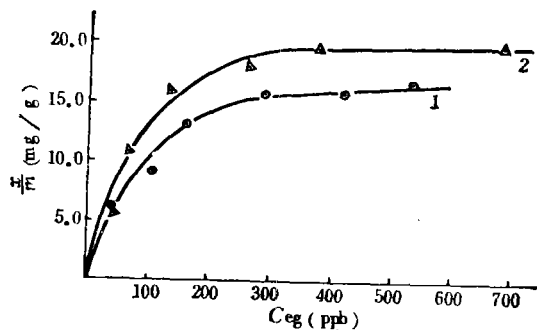


图 4 有机质-Pb 吸附等温线
pH = 7.5, 温度: 1— $26 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 2— $36 \pm 0.2^\circ\text{C}$

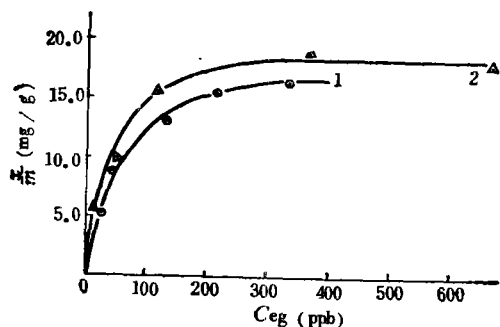


图 5 有机质-Cu 吸附等温线
pH = 7.5 温度 1— $26 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 2— $36 \pm 0.2^\circ\text{C}$

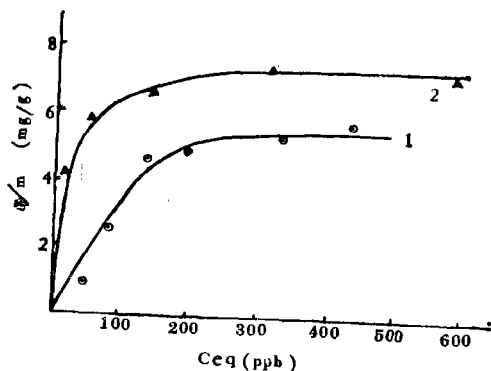


图 6 有机质-Cd 吸附等温线
pH = 8.5 温度 1— $26 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 2— $46 \pm 0.2^\circ\text{C}$

(2) 温度和 pH 影响 实验在 100ml 聚乙烯瓶中进行。50ml 含有一定浓度和 pH 的吸附质溶液及相应量的吸附剂于一定温度下

振荡至平衡时间,经 0.45μ 膜滤,酸化后分析,由吸附前后吸附质浓度变化计算吸附量,由图 3—6 表示实验结果。

三、讨 论

1. 介质 pH 对吸附的影响

吸附达平衡后所测定的 pH 对吸附的影响表明腐殖质对 Cd、Pb 和 Cu 吸附作用分别在 7—9, 4—7 和 5—8 的 pH 范围内产生突跃。吸附出现高值的 pH 范围是 Pb、Cu 为 7—8, Cd 为 8—9。由此表明,河口区的 pH 变化范围正适于有机质对 Pb、Cu 和 Cd 的吸附作用。其吸附率 Pb 可达 80—90%, Cu 为 60—70% 而 Cd 为 40%,说明来自河流的痕量金属元素能通过有机物的作用而转移。河口沉积物含有相当数量的有机质,对重金属元素的沉积和固定应起着重要的作用。对长江口的调查研究结果是个很好的例证,腐殖质对上述元素的络合吸附能力为 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$, 与现场调查也相当吻合。Sholkovitz^[5] 和 Reuter^[4] 等的研究也表明,河口区痕量重金属元素在水-沉积相的转移过程中,有机质起着相当重要的作用。

2. Kurbatov 公式

与水合氧化物类似,腐殖质对痕量金属的吸附作用也是一种与 pH 密切相关的表面过程,因而,也可试用 Kurbatov 公式^[10]来进行近似处理,描述吸附的 pH 相依性。

$$\log \left(\frac{[\text{M}^{n+}]_{\text{ads.}}}{[\text{M}^{n+}]_{\text{sol.}}} \right) = B + np\text{H}$$

式中: $\frac{[\text{M}^{n+}]_{\text{ads.}}}{[\text{M}^{n+}]_{\text{sol.}}}$ ——液-固分配系数

B——常数,与吸附基团的表面出度和吸附-络合作用的平衡常数有关

由回归计算得到相关式分别为:

$$\log \left[\frac{x}{m} \right]_{\text{Pb}} = -4.26 + 0.497\text{pH}$$

($r = 0.987$, $n = 7$).

$$\log \left[\frac{x}{m} \right]_{\text{Cu}} = -3.84 + 0.488\text{pH}$$

($\gamma = 0.978, n = 7$).

$$\log \left[\frac{x}{m} \right]_{\text{Cd}} = -4.40 + 0.364\text{pH}$$

($\gamma = 0.958, n = 6$).

由直线斜率求得 $n_{\text{Pb}}=0.5, n_{\text{Cu}}=0.5, n_{\text{Cd}}=0.4$, 由数据表明腐殖质和重金属元素 Pb、Cu 和 Cd 相互间的结合作用的过程是比较复杂的, 因为腐殖质含有多种官能团, 故所求得斜率 n 值不一定能直接表示吸附一个金属离子析出的氢离子数。

3. 吸附等温线

(1) 吸附等温线类型 在 26℃、36℃ 或 46℃ 下测定所得到的腐殖质对 Pb、Cu 和 Cd 的吸附等温线如图 4—6 所示。结果表明腐殖质吸附 Pb、Cu 和 Cd 的过程是吸热过程, 其温

度效应分别为 0.28mg/g·℃、0.20mg/g·℃ 和 0.11mg/g·℃, 即 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ 。同时可见, 其吸附等温线均属于一般类型的吸附等温线。处于低、中浓度时吸附作用较强, 当浓度达一定值时吸附等温线很快趋向水平, 基本上达饱和。测得饱和吸附量 (X_m) 列于表 1, 其大小顺序为 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ 。

表 1 测定的饱和吸附量

	$X_m \text{ (mg} \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$		
	26℃	36℃	46℃
Pb	19.43	20.09	
Cu	16.30	18.80	
Cd	7.16		7.24

(2) 吸附等温式 在一般的吸附过程研究中常用 Langmuir 等温方程式

$$\left(\frac{1}{X} = \frac{1}{X_m} + \frac{1}{X_m \cdot K \cdot C_{\text{eq}}} \right)$$

表 2 吸附等温线的特征参数

数 据 目 元 素	Langmuir 等温式				Freundlich 等温式					
	$X_m \text{ (mg} \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$		$r \text{ (相关系数)}$		$r \text{ (相关系数)}$		K		n	
	26℃	36℃	26℃	36℃	26℃	36℃	26℃	36℃	26℃	36℃
Pb	20.69	21.70	0.993	0.999	0.979	0.973	1.723	2.871	2.64	2.92
Cu	18.66	21.75	0.999	0.986	0.973	0.969	1.629	1.820	2.43	2.41
Cd	7.58	46℃	0.988	46℃	0.985	46℃	1.367		4.24	
		7.46		0.999		0.967				

表 3 测定与计算的饱和吸附量

数 据 目 元 素	$X_m \text{ (mg} \cdot \text{g}^{-1}\text{)}$					
	26℃		36℃		46℃	
	测定	计算	测定	计算	测定	计算
Pb	19.43	20.69	20.09	21.70		
Cu	16.30	18.66	18.80	21.75		
Cd	7.16	7.58			7.24	7.46

和 Freundlich 等温式 ($C_s = K \cdot C_l^n$) 来描述。吸附平衡时物质被吸附的数量,从而探讨吸附过程的特性。本研究拟用上式进行处理所得到的特征参数列于表 2。由表可见两种处理均可得较满意结果,说明提取的腐殖质虽含有多种官能团。其结构性能也较复杂,但对 Pb、Cu 和 Cd 吸附过程仍可近似的用一般吸附规律予以处理。

表 4 Fe₂O₃ 与腐殖质的饱和吸附量

元素	吸附剂	X _m (mg·g ⁻¹)		
		26℃	36℃	46℃
Pb	Fe ₂ O ₃	53.5	56.5	
	Org.	20.69	21.7	
Cu	Fe ₂ O ₃	27.80	26.5	
	Org.	18.66	21.75	
Cd	Fe ₂ O ₃	5.6		6.9
	Org.	7.58		7.46

表 5 不同地区腐殖质对 Cu 的吸附性能比较

数 据 项 目 元素	长江口提取的腐殖质		泉州腐殖质	
	X _m (mg·g ⁻¹)		X _m (mg·g ⁻¹)	
	测定	计算	测定	计算
Cu	16.30	18.80	3.67	4.04

从表还看出 $K_{Pb} > K_{Cu} > K_{Cd}$ 说明吸附能力是 $Pb > Cu > Cd$, 其络合吸附顺序与 Irving-Williams 顺序相一致^[11], 与长江口现场结果相符合。由表 3 和 4 的数据看出测定和计算的 X_m 值较为接近, Fe₂O₃ 的吸附能力大于腐殖质, 与现场结果一致。

(3) 我们还测定了取自泉州腐殖酸厂的腐殖质对 Cu 的吸附等温线, 表 5 比较了两种腐殖质在 26℃ 的吸附性能。由表 5 可知两种腐殖质对 Cu 的络合吸附能力差异很大,

我们测定了长江口和泉州腐殖质的总酸性基浓度分别为 9.1meq/g 和 3.73meq/g, 说明来源不同其结构和化学特性有很大的差异, 因而对重金属的络合吸附能力也很不相同。

(4) 腐殖质在重金属转移过程中的作用在天然水体重金属转移沉积过程中, 界面吸附是个极为重要的过程。在此过程中有机质(主要为溶解态和悬浮态腐殖质)又起着重要的作用。其溶解态不仅容易生成金属有机络合物, 而且容易与粘土、氧化物形成颗粒有机物或有机膜而显示出大的表面和高度的表面活性, 能有效的络合吸附金属离子。在河口区当河海水混合时, 随 pH 和盐度变化, 一些胶体及悬浮颗粒将发生絮凝沉降。由于界面过程重金属元素也随之转移到沉积物中, 同时处于表层沉积物中的有机质, 由于尚未达吸附平衡, 能进一步富集吸附水体中的重金属元素。

四、结 论

1. 从河口沉积物中提取的腐殖质能迅速有效地吸附富集多种重金属离子, 说明在河口条件下有机质对重金属转移过程的重要作用, 从而论证了长江口现场研究结果。

2. 提取的腐殖质对重金属的络合吸附作用符合固-液界面吸附过程的一般规律, 可用 Langmuir 和 Freundlich 等温式进行处理。

3. 提取的腐殖质对 Pb、Cu 和 Cd 的吸附能力为 $Pb > Cu > Cd$, 与长江口现场调查结果相一致。

参 考 文 献

- [1] Motoyuki Suzuki, *Water Research*, 13(1), 57 (1979).
- [2] D. N. Riemer and S. J. Toth, *J. Am. Wat. Works, Ass* 62, 195—197 (1970).
- [3] M. A. Rashid, *Chemical Geology*, 13, 115—123 (1974).
- [4] J. H. Reuter and E. M. Perdue, *Geochimical et Cosmochimical Acta* 41(2), 325(1977).

- [5] E. R. Sholkovitz, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40(7), 831(1976).
- [6] 彭安等, 环境化学 2(1), 33(1983).
- [7] 薛含斌, 环境化学 2(3), 42(1983).
- [8] 陈松、廖文卓、潘皆再, 海洋学报 6(2), 180(1984).
- [9] 潘皆再、廖文卓、陈松, 海洋通报 1(5), 22(1982).
- [10] Kurbatov, M. H. et al., *J. Phys. Chem.*, 55, 1170(1951).
- [11] Burten, J. D and Liss, P. S., *Estuarine Chemistry*, Ch. 5. Academic Press, London 1976.

厦门国际机场噪声影响的预测研究*

黄 国 和

(厦门市环境保护科学研究所)

一、引 言

七十年代以来,随着民航运输业的不断发展,机场的环境影响问题日益受到重视,许多国家,尤其是一些工业发达国家相继对这方面的一些课题展开广泛和深入的研究。我国近年来在这方面也取得了一定的成就,但还仅限于对现状的监测调查上。有关预测方面的研究,迄今尚未见过报道。鉴于此,本文试图通过对厦门国际机场的研究,探讨一种有效的机场噪声影响预测方法,以达到指导机场周围地区用地规划、防治噪声危害之目的。

本研究是在对大量数据进行处理运算的基础上完成的。主要特点在于,采用等值线法作最后的描述,从而实现预测结果的定量化和规范化,为最后的行政决策提供可靠的科学依据。

二、厦门国际机场概况

厦门国际机场位于厦门本岛东北隅。其北端靠海,西南方有20多个居民点分布,并间有几处小山地。机场总占地面积 2.37km²。跑道长 2900m,大致呈 NE-SW 走向(方位

表 1 各未来年份客运量方面的估测数据

年份	给定前提	年客运量 (人)	日均 客运量 (人)	日 均 架 次											
				三叉戟		B707		B737		B747		DC-10		合计	
				起	降	起	降	起	降	起	降	起	降	起	降
1990	最坏可能	360,000	1000	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	6	6
	一般估计	160,000	440	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	3	3
	最好估计	110,000	300	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2
1995	最坏可能	600,000	1600	3	3	3	3	4	4	0	0	0	0	10	10
	一般估计	360,000	1000	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	6	6
	最好估计	260,000	700	1	1	1	1	2	2	0	0	0	0	4	4
2010	最坏可能	880,000	2400	6	6	5	5	7	7	3	3	3	3	24	24
	一般估计	500,000	1400	4	4	4	4	6	6	2	2	2	2	18	18
	最好估计	380,000	1100	4	4	4	4	6	6	1	1	1	1	16	16

* 本研究是在老师关伯仁先生的热情指导和大力帮助下完成的,高诚铁同志对本工作曾给予帮助,在此谨表衷心的感谢。