

本低廉,容易在普通实验室建立。

致谢:本文 TEM 及 SEM 数据分别由中国科学院微生物研究所及感光研究所电镜室提供。汞压入法数据及电镜图象分析,分别由北京钢铁研究院四室及十六室协助完成。

参 考 文 献

- [1] 上出健二,真锅征一,松井敏彦, 高分子论文集, 34(4), 299(1977).
- [2] Kesting, R. C., *Synthetic Polymeric Membranes*, p. 29, McGraw-Hill, New York, 1971.
- [3] Yasuda, H. and Tsai, J. T., *J. Appl. Sci.*, 18 (3), 805 (1974).

- [4] Israel Cabasso Elias Klein and James K. Smith; PB 248, 666, PSFHII; Israel Cabasso, Elias Klein, K. Q. Robert and James K. Smith, *J. Appl. Polym. Sci.*, 21 (7), 1883—1900 (1977).
- [5] Carman, P. C., *Flow of Gases Through Porous Media*, Butt Erworth, London, 1956.
- [6] Hopfinger, E. J. and Altman, M., *J. Chem. Phys.*, 50, 2419, (1969).
- [7] 曾昭抡、陶坤编译,苏联化学手册,1卷,科学出版社,1958年.
- [8] 华中一编著,真空技术基础,上海科学技术出版社,11页,1961年.
- [9] Leyton L., *Fluid Behaviour in Biological Systems*, 55, Oxford University Press., 1975.
- [10] 能美 隆,真锅征一,上出健二,河合 徹,高分子论文集 34(10), 729—736 (1977).

北京东南郊镉的污染特征、区域平衡、 环境容量和防治途径的探讨

夏 增 禄

(中国科学院地理研究所)

镉对环境的污染国外已有大量报道^[1-7],国内也做了许多工作。但关于镉的区域平衡和环境容量的分析,却报道很少。本文主要结合北京东南郊镉污染的调查研究,就镉在本区的污染特征、区域平衡、环境容量做一初步分析,并对其防治途径提出初步看法。

一、调查研究区的基本情况

北京东南郊,位于永定河冲积扇中下部和冲积平原上。本区地形平坦,第四纪沉积物深厚(多在 60—200 米之间),地下水属承压水类型,但潜水位埋深较浅,除北部部分地区在 3 米以下外,一般多在 1—2 米左右。

本区属半湿润季风气候,年平均降水量约 600 毫米。冬春季干旱多风,蒸发量大,夏季高温多雨,雨量集中。在农业的用水季节,由于雨水不均,大部分地区引用污水进行农

灌。

本区地表水属北运河水系,通惠河流经本区北部,至通县北关闸入北运河。通惠灌渠由北向南,纳半壁店明渠、观音堂明渠和大柳树明渠等渠的污水,纵贯本区中部流入凉水河,为本区污水灌溉的主要渠系。凉水河上接莲花河,经小红门、马驹桥、张家湾,在榆树林入北运河,主要起排洪、排污之效。农业季节,常成为灌溉水源。

土壤多为浅色草甸土,北部较高处发育有草甸褐土。南部较低洼处多为轻度至中度盐化土壤。作物以小麦、玉米、水稻为主,北部高碑店一带多种植蔬菜。

本区约有 47 万亩农田进行污水灌溉,污灌历史约 7—15 年。在高碑店公社,有部分农田使用污水处理厂处理后的污泥作农肥,每亩 5 千斤左右,最高可达 1—2 万斤/亩。

本区镉的污染主要来自工业的排放,年排放量约 650 公斤。其中以北京化工厂排放量最高,占全区总排放量的 65%。燃煤和上游的输入也是本区的一部分污染源。据计算,由上游输入本区的镉约为 131 公斤,占工业总排放量的 20%。

二、镉在地表水中的污染特征

经检测,镉在地面水中的平均含量大多在 1ppb 以下,最高 4ppb,都在地面水标准(10ppb)以下。这种含量水平说明,镉对本区地面水虽有污染现象,但都很轻微。镉在底泥中的平均含量也较低,一般未超过 1ppm。仅个别灌渠达到 4.63ppm。

表 1 通惠河水系水体中的镉浓度 (ppb)*

名 称	长度 (km)	枯水期			丰水期		
		最高	最低	平均	最高	最低	平均
东南郊灌溉	14.5	4.0	0.44	1.43	2.20	0.63	1.01
通惠河	2.8	2.8	0.28	0.80	1.20	0.20	0.38
半壁店明沟	1.08	1.08	0.20	0.45	0.60	0.05	0.24
大柳树明沟	0.60	0.60	0.12	0.33	1.15	0.10	0.43
观音堂明沟	0.44	0.44	0.15	0.29	0.33	0.00	0.16
通惠灌渠	0.52	0.52	0.08	0.25	0.60	0.12	0.19

* 同表 2 中注

表 2 通惠河水系水体中底泥的镉含量(ppm)*

名 称	最 高	最 低	平 均
东南郊灌渠	18.0	0.16	4.63
通惠河	7.5	0.05	0.87
半壁店明沟	2.3	0.11	0.85
大柳树明沟	2.6	0.12	0.64
观音堂明沟	0.1	0.15	0.13
通惠灌渠	2.0	0.05	0.67

* 中国科学院地理研究所环境保护室资料,北京市东郊地区镉污染调查报告,1977 年。

镉在河道中的转移具有如下特点:

1. 在区域自然条件作用下,尽管城市和工业区排放了大量污水,其中含有相当多的酸、碱、盐,但水体 pH 值仍在 6.5—8.5 之

间。根据室内吸附试验和野外调查研究,在这种情况下进入水体中的镉,很快被水中的微粒吸附或化学沉淀,显示出迅速向底泥转移的过程。因此,一般在水中检测到的镉含量较低(表 1),而在底泥中相对要高得多(表 2)。据野外观察,汞经 1 公里后 90% 转入底泥;铅经 10 公里后,90% 被净化;而镉经 10 公里后,仅有 25% 被净化。产生这种差别的原因,可能与镉的溶解度相对较大和与有机质的络合性能较强有关。

2. 由于本区属季风性半湿润气候,降水集中,汛期明显,因而镉在河道中的迁移具有季节性特点。旱季时,地面水进行着镉向底泥的转移过程,镉向底泥富集,底泥处于相对稳定状态。这时,上游来水量小,稀释过程弱,地面水中、尤其是某些接近排放口的河段,镉的含量较高。汛期,由于来水量较大,稀释作用较强,水中的镉含量可能较低。但在洪峰时期,由于急流对河床的冲刷和淘洗,底泥进行着明显的迁移过程。沉积物被混入水中随急流而下,或中途停顿、或排出区外。这时沉积物中的镉可能溶出,使水中的镉含量变得较高。

3. 由于上述两过程的进行,本区地表水的污染处于一个动态的过程中。镉在底泥中的累积是相对的、不稳定的。它与水中镉的关系也处于一种相对的不稳定状态。因此,河水中镉的污染主要与当年污染物的排放相关。

4. 由于镉向底泥的转化是本区水体镉污染的一个主要过程,底泥的去向和归宿就成为一个重要的问题。它的转移、分散与集中将重新对环境发生影响。

三、镉在水环境中的区域平衡

精确的元素平衡需要多种参数和定位观察的详细结果。获得这些参数和结果是比较困难的。粗略的区域平衡虽然精确程度较差,但借以了解一个区域的趋向,也具有相当

的意义。根据镉在水环境中的主要输入和输出项目进行计算,其平衡模型如图 1 所示。

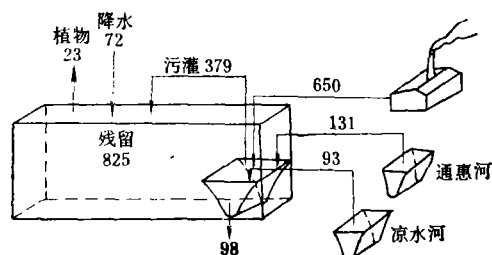


图 1 镉在水环境中的区域平衡(单位: kg)

从平衡模型中可以看出,镉的区域残留量已大于工业排放量,说明区域对镉的调节能力已很微弱。今后区域排放量的增加将转换为区域累积量。

由于输出的水量小于输入的水量,区域年累积量的构成不仅包括本区工厂的排放量,而且也包括输入水体中的部分镉含量。据计算,镉的年累积量中约有 30% 是由这部分水体中的含量构成的。这种情况表明:区域重金属的污染源不仅来自工厂的排放,同时也来自外区来水在本区的利用(如污灌)部分。因此,治理区外镉污染源,减少来水中的镉含量,也是防止本区镉在环境中累积的一个因素。

四、镉在土壤中的污染特征、区域容量与发展趋势分析

1. 镉在土壤中的水平分布

以大区而言,各灌区土壤平均镉含量的变化,约与各区污水的含量变化相一致,由灌区的上游向下游逐渐减低。在支渠或斗渠情况下,这种土壤含镉量随距源头距离的增大而减低的趋势更明显。在使用污泥的区域,镉含量最高。

2. 镉在土壤中的纵向分布

镉在土壤中的纵向分布一般多集中在上层的 20 厘米耕作层中(见图 2)。但影响的深度已达到 40—60 厘米。镉是否会渗入更深层的土壤中,对于这个问题有不同的论述。一般

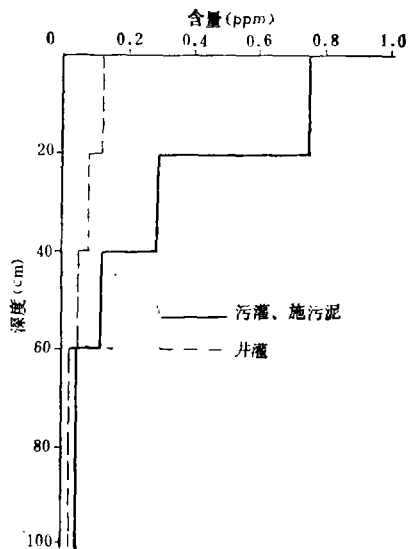


图 2 镉在土壤中的垂直分布

认为可溶性镉进入土壤,很快被土壤吸附、固定,很难向下层移动。但是,在大量水分淋溶下,尤其是在富含有机质的污水淋溶下,镉是否会与某些有机物质形成移动性较强的络合物向较深层移动呢? Riccardo 曾试验证明^[8]:当溶液中的镉与 EDTA 形成络合物时,没有任何镉被吸附。在测定污水池下镉的纵向分布时,发现镉迁移的深度比在一般情况下的要深。因此,镉在土壤中的纵向迁移,仍是值得研究的一个问题。

3. 镉的土壤容量与发展趋势分析

近年来,日本在进行环境影响评价和实行总量控制中,提出了环境容量的概念^[9,10]。但目前对这一概念的理解尚不统一。考虑到重金属在土壤中高度残留的特点,我们结合防治途径的要求,对镉的土壤容量进行了相应的计算:

区域总容量可根据下式计算:

$$Q_{\Sigma} = MS \cdot C_{si}$$

M 为耕层土壤重量, S 为面积, C_{si} 为土壤标准。

考虑到土壤本底已占据部分容量,实际容量应按下式计算:

表 3 镉的土壤区域容量

项 目	Cd
标准容量 (kg)	214488
实际容量 (kg)	210770
现存容量 (kg)	203732
污染带入量 (kg)	217
污泥施用带入量 (kg)	162
污灌+施污泥带入量 (kg)	372
污染指数	0.033
最大可能灌溉年限 (year)	985
最大可能灌溉和施泥年限 (year)	536

$$Q_{\text{实}} = MS(C_{si} - C_{oi})$$

C_{oi} 为土壤本底含量。

当污染发生后,土壤将失去部分容量,这时的现存容量为:

$$Q_{\text{实}} = MS(C_{si} - C_{oi} - C_i)$$

C_i 为污染量。

计算结果列于表 3 中。从表中可以看出: 现存量比本底量高, 说明区域受到了镉的污染。但污染指数 (污染量与允许容量之比) 没有超过 0.1, 污染是很轻微的。

现存容量相当大, 按目前灌入量计, 最大可能进行污灌的年限达九百年。

通过污泥带人的量很可观。虽然施用面积仅占污灌面积的 1/80, 带人的量却已接近全区污水带人的量。但按全区现存容量来看, 它与污水带人的量加在一起, 最大可能灌溉和施泥的年限也约需 500 年。

在一个区域内, 污染物的分配常常是不均一的。因此, 需要注意污染物集中地区环境容量的变化。在污水灌溉中的高碑店地区, 由于应用附近污水处理厂处理污水后的污泥作农肥, 每亩可高达 1—2 万斤, 已引起该区现存容量发生显著变化。对这一地区, 我们做了容量与施入量的典型分析 (见表 4)。有表 4 可以看出: 每年随施污泥带入区内的量比污水灌溉带人的量高 5 倍。按污水带人

表 4 典型区镉的土壤区域容量

项 目	Cd
现存量 (kg)	393
本底量 (kg)	32
标准容量 (kg)	1756
允许容量 (kg)	1724
污灌带入量 (kg)	7
污泥施用带入量 (kg)	34
污灌+污泥施用带入量 (kg)	41
最大可能灌溉年限 (kg)	233
最大可能灌溉和施泥年限 (year)	35
限制灌溉年限 (year)	96

的量计算, 最大可能灌溉的年限在 200 年以上。但若加上施用污泥带人的量一起计算, 仅约 35 年将占用全部容量。这种情况应该引起注意。实际上, 本区经十多年施用污泥后, 区域的现存量达 393 公斤, 已约占用了全部区容量的 25%。从这一分析可以看出, 污水处理厂的设置固然是解决环境污染的一个途径, 但它也给环境带来了新问题。重金属污染物经污水处理厂沉淀处理后, 灌溉用水中的重金属污染物是降低了, 但这些污染物并没有从环境中彻底去除, 而是污染物的高度集中与局部污染的高速发展, 使重金属的农田污染突出了。

五、镉污染的区域防治途径分析

重金属污染的防治, 在有条件的情况下应该做到厂内治理、达到零排放。但在我国工业发展时期经济不充裕情况下, 根据污染源的排放状况, 重金属在环境中的累积特点、区域环境的容量水平、已发生和将发展的情况, 对一些比较现实的防治途径进行讨论, 可能是有意义的。

通过上述讨论可以看出, 镉对水体的污染是很轻微的。污水灌溉经过十多年后, 由于污水中的镉含量基本符合农田灌溉水质标

准,仅使土壤受到轻微污染。只是由于集中施用污泥,使部分地区土壤的环境容量被占去四分之一,镉的污染才形成较为严重的问题。对这一问题,可提出如下四种供选择的防治方法。

1. 污泥不入农田,污水处理厂的污泥可进一步处理(如焚烧)。但这一方案将损失肥源,浪费能源,加重大气污染。

2. 污水处理厂的污泥分散到远离处理厂的地区分散使用,若连续使用,最高用量不得超过 1000 斤/亩。这一方案可能因用量较低、分散较远而失去农民使用的积极性。

3. 处理厂附设肥料厂。将污泥加入适量氮、磷、钾制成高效无机有机混合肥料经销,供农民使用。这一方案的污泥使用量较少,既可达到分散、安全使用污泥的目的,又可起到综合利用之效。

4. 北京化工厂的镉排放量占全区总排放量的 65%。若将这个污染源重点进行厂内治理,并达到满意结果,则高碑店污水处理厂的污泥可安全使用。

以上四种方案,除第一种外,都是可行的措施。它们既没有在目前就完全杜绝重金属的排放,也不需要花费很大的财力、物力进行范围广泛的厂内治理,而且还能达到污水再利用的目的。

参 考 文 献

- [1] Friberg, L. et al., Cadmium in the Environment. Chem. Rubber Co. Press, Cleveland Ohio, 1971.
- [2] Lagewerff, J. V. et al., *Environ. Sci. Technol.*, **4**, 583—586, (1970).
- [3] Buchauer, M. J. et al., *Environ. Sci. Tech.*, **7**, 131—135 (1973).
- [4] Lieber, M. et al., *J. Amer. Works Ass.*, **46**, 541—547 (1954).
- [5] Bingham, F. F. et al., *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.*, **40** (5), 715—718 (1976).
- [6] 浅见辉男, 日本土壤肥科学杂志, **43**(9), 339—343 (1972).
- [7] 园田洋次, 岐阜大学农学部研究报告, **33**, 113—120 (1972).
- [8] Riccardo Riffaldi et al., *Water. Air. and Soil. Pollution*, **5**(2), 176—184 (1975).
- [9] 矢野、雄幸, 海洋科学, **89**, 33—36 (1977).
- [10] 西村肇, 海洋科学, **87**, 42—45(1977).

低硒环境和人体血清维生素 E 与大骨节病的关系

——大骨节病病因研究

侯少范 朱振源

(中国科学院地理研究所)

低硒和维生素 E(V_E) 不足是否会引起人体疾患,近年在一些专著中已有论及^[1-3]。本文作者曾论证了低硒和 V_E 不足与动物白肌病、人体克山病和大骨节病的关系,并建议开展用亚硒酸钠和 V_E 预防治疗大骨节病的

实验研究^[4]。继上述研究,主要报告我国大骨节病区人体硒营养的环境背景、人群硒- V_E 营养状态和服用亚硒酸钠- V_E 治疗大骨节病的效果,为预防治疗和改善低硒环境中人体硒营养状态提供依据。