

海洋生物对放射性核素 Co^{60} 、 Cs^{137} 浓缩因子的测定研究*

中国科学院海洋研究所放射生态组

随着原子能科学的发展,苏美两霸争夺核优势和海上霸权,把大量放射性废物排入大气及江河湖海。这些污染物经过沉降、河水携带和渗透等过程,绝大部分迁移到海洋,与直接排入海洋的放射性废物一起,造成了海洋的放射性污染。这些放射性物质中的某些核素,被海洋生物强烈吸收,从而导致海洋生物的污染。

了解放射性核素在海洋中变化和作用的规律,是近代海洋环境科学的重要组成部分。而海洋生物对放射性核素的富集,是这方面研究的基本课题之一。其基础工作是测定放射性核素的浓缩因子,研究放射性核素在生物体内的吸收、积累、转移、排出等代谢规律,以及影响这些生物学过程的环境因子。

为了了解我国海域的污染程度,为了加强我国海域的放射性安全管理,以防止放射性物质通过海产食品对人造成危害,就有必要测定我国海洋生物的浓缩因子。这是直接关系到海洋生物资源保护和人类健康的重大问题。为此,我国有关部门对海洋放射性污染的调查和监测,以及对海洋生物的放射性测定,已经做了大量的工作。但是,对海洋生物吸收、累积放射性物质的研究,只进行了初步工作。

在1968—1972年间,我们以几种经济海洋生物(鱼、虾、贝、藻)对 Co^{60} 、 Cs^{137} 等放射性核素进行了浓缩因子的测定实验;还做了不同放射性浓度对浓缩因子的影响实验;同时

用对 Co^{60} 的浓缩因子已达到平衡的鱼进行了排出实验。

一、材料与 方法

本实验是采用在室内将海水加上放射性核素对生物进行人工养殖的方法,获得了几种经济海洋生物的浓缩因子。

1. 材料

鱼采用我国分布较广的经济种类:底层游动性鱼类黑鲷 (*Sparus macrocephalus*) 和底栖鱼类石鲷 (*Platichthys bilcoloratus*); 虾、贝、藻类分别采用我国近海或潮间带的重要养殖种类对虾 (*Penaeus orientalis*)、蛤仔 (*Venerupis philippinarum*) 和海带 (*Laminaria japonica*)。

实验所用放射性核素 Co^{60} 和 Cs^{137} 分别为 $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$ 和 CsCl 溶液。 Co^{60} 在近海沉积物中含量要比海水中高,为近海区域和港口放射性污染的主要监测对象。 Cs^{137} 半衰期较长,在重核裂变中产额相当大,且在海洋中易被生物富集,通过食物链转移到人体,被认为是最危险的裂变产物之一。因此,我们首先选用毒性较大的 Co^{60} 和 Cs^{137} 进行浓缩因子的测定实验。

2. 实验步骤

养殖:采来的生物经室内驯养后,移入配成一定放射性浓度的海水中,在适当的温度范围内养殖。定期投喂饵料,定期更换同

* 本文系根据我组《海洋生物对放射性同位素浓缩因子的测定研究》第一至七号报告整理。

样放射性浓度的新鲜海水。

放射性的排出实验是用黑鲷在含一定浓度 Co^{60} 的海水中分别养殖 256 天和 259 天，在测得平衡时的浓缩因子之后，养殖于天然海水中进行的。

样品处理与测量：定期取样。海水样品直接测量；生物样品按需要测量的组织部位解剖，称鲜重，经灰化后加酸溶解成溶液。样品溶液为 5 毫升。

测量用闪烁计数器，用标准源测得仪器效率。

浓缩因子计算：生物对放射性核素的浓缩因子(缩写 C·F)的含义是：生物体中放射性核素含量，与其生活环境中该放射性核素含量之比。即：

$$C \cdot F = \frac{\text{放射性计数/每克生物样品鲜重} \cdot \text{每分钟}}{\text{放射性计数/每毫升海水样品} \cdot \text{每分钟}}$$

平衡时的浓缩因子，表示生物体内某种核素与生活环境中该核素的相互交换达到动态平衡时的浓缩因子。

测量数据经效率校正。经多次取样测量

后，用生物统计方法确定平衡时的浓缩因子。

二、实验结果

1. 海洋生物对 Co^{60} 的浓缩因子

实验条件见表 1；浓缩因子测定结果见表 2。

结果表明，海带、蛤仔和对虾对 Co^{60} 累积能力较高；鱼除了内脏外，其它组织部位累积较低。

鱼的内脏、蛤仔贝壳、海带的中部和梢部累积 Co^{60} 高于各自个体内其它组织部位。

在实验测定的鱼体四个组织部位中， Co^{60} 在内脏浓缩因子最高。钴是维生素 B_{12} 的组成成分，一般认为维生素 B_{12} 多贮在肝脏中^[4,5,6]。因此，内脏浓缩因子高可能与上述原因有关。

另外，在我们的实验中，蛤仔的贝壳对 Co^{60} 的浓缩因子很高，比它的软体部分高十几倍。国外也有类似报导，产生这种现象的原因值得进一步探讨。

2. 海洋生物对 Cs^{137} 的浓缩因子

表 1 Co 实验条件

生 物				环 境			取 样			
种 类	年 龄	体 长 (cm)	体 重 (g)	浓 度 ($\mu\text{Ci/l}$)	水体积 (l)	温 度 ($^{\circ}\text{C}$)	试 验 天 数	次 数	解剖部位	个体数 (每次)
黑 鲷	1 龄	12—15	50—75	1	1000	10—21	256	15	头部、内脏、 肌肉、骨骼	15
石 鲮	1 龄	18—22	100—145	1	1000	10—21	256	15	(同上)	15
对 虾	当年	—	3.5—18.4	7	600	21 $\pm$ 3	83	7	整 体	10
蛤 仔	—	—	6—13	7	20	2—10	149	21	软体、贝壳	15
海 带	凹凸期	长：40—60 宽：3—4	—	1	15	9—13	28	6	基部、中部、 梢部	3

注： $\mu\text{Ci/l}$ 为微居里/升。

表 2 几种海洋生物对 Co^{60} 的浓缩因子

生 物 种 类		鱼				对 虾	蛤 仔		海 带			
解 剖 部 位		头 部	内 脏	肌 肉	骨 骼	整 体	软 体	贝 壳	基部	中部	梢部	全叶片
浓缩 因子	黑鲷	4.5—5.0	13.9—16.6	1.0—1.2	2.4—3.1	12.1—15.9	9.3—11.4	180.0*	24.9*	34.3*	30.2*	29.8*
	石鲮	7.1—8.1	12.9—14.9	2.5—3.8	3.5—4.9							

* 是未达到平衡的浓缩因子，为组平均最大值。

表 3 Cs^{137} 实验条件

生 物				环 境			取 样			
种 类	年 龄	体 长 (cm)	体 重 (g)	浓 度 ($\mu\text{Ci/l}$)	水体积 (l)	温 度 ($^{\circ}\text{C}$)	试 验 天 数	次 数	解剖部位	个体数 (每次)
黑 鲷	1 龄	14—17	70—90	7	700	20 ± 3	160	16	头部、内脏、 肌肉、骨骼	15
石 鲈	1 龄	17—20	70—150	7	700	20 ± 3	144	14	(同上)	15
对 虾	当年	7.0—13.2	3.5—18.4	7	600	21 ± 3	83	7	整体	10
蛤 仔	—	—	6—13	7	20	2—10	81	11	软体、贝壳	15
海 带	凹凸期	长: 40—60 宽: 3—4	—	1	15	9—13	28	6	基部、中 部、梢部	3

表 4 几种海洋生物对 Cs^{137} 的浓缩因子

生 物 种 类		鱼				对虾	蛤 仔		海 带			
解 剖 部 位		头 部	内 脏	肌 肉	骨 骼	整 体	软 体	贝 壳	基 部	中 部	梢 部	全叶片
浓 缩	黑 鲷	9.1	12.9	21.4	11.0	27.0	7.5	1.1—1.8	14.8	12.3	10.2	13.0
因 子	石 鲈	7.9	12.2	15.8	9.0							

注: 表中浓缩因子, 均为组平均最大值。

实验条件见表 3; 测得浓缩因子见表 4。

五种海洋生物对 Cs^{137} 的浓缩因子尚未达到平衡。

Cs^{137} 的累积情况: 对虾(整体)较高; 鱼的肌肉部位较高, 依次是内脏、骨骼、头部; 蛤仔的软体部高于贝壳。海带累积 Cs^{137} 从基部到中部、梢部有递减现象, 即基部高于中部、中部高于梢部。

以上现象系由于铯和钾属同族元素, 化学性质相似。铯能象钾那样参加有机体的代谢, 而大量累积在肌肉中。因此, 有人认为动物肌肉是 Cs^{137} 的贮存场所^[8]。在我们的实验中也得到类似结果。

海洋藻类植物的钾含量较高, 对 Cs^{137} 的累积也较多^[9]。据有关资料分析, 凹凸期海带的钾含量从基部到梢部的分布是由高到低的^[1,2]。本实验结果表明, Cs^{137} 在藻体各部位的累积也有这种情况。

3. 不同放射性浓度对浓缩因子的影响

在海洋中由于各种原因造成的海洋放射性污染的非均匀性, 使海洋生物环境具有不同的放射性浓度。海洋生物在不同的浓度下

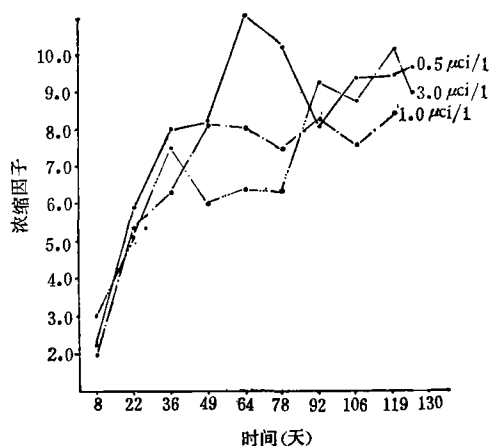
对放射性物质的摄取、累积情况如何? 这给我们提出了重视不同浓度对浓缩因子影响的问题。

本实验以蛤仔和黑鲷为材料, 测定了 Co^{60} 三种放射性浓度($0.5 \mu\text{Ci/l}$ 、 $1.0 \mu\text{Ci/l}$ 、 $3.0 \mu\text{Ci/l}$)下的浓缩因子。

蛤仔的实验结果参见图 1、2。

黑鲷实验结果参见图 3—6。

实验结果表明:

图 1 杂色蛤仔肉体对 Co^{60} 三种比度曲线

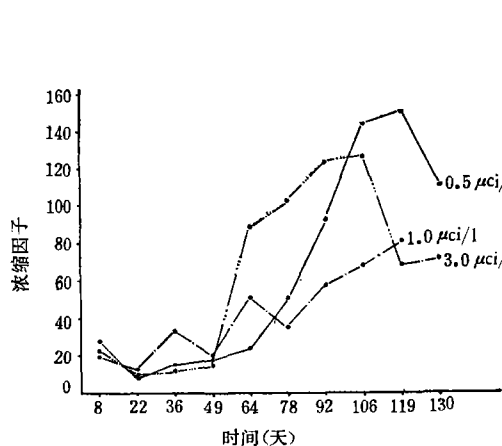


图2 杂色蛤仔贝壳对 Co^{60} 三种比度曲线

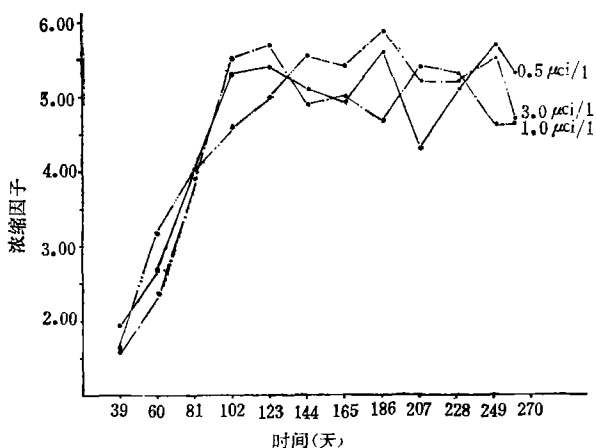


图3 黑鲷头部对 Co^{60} 三种比度曲线

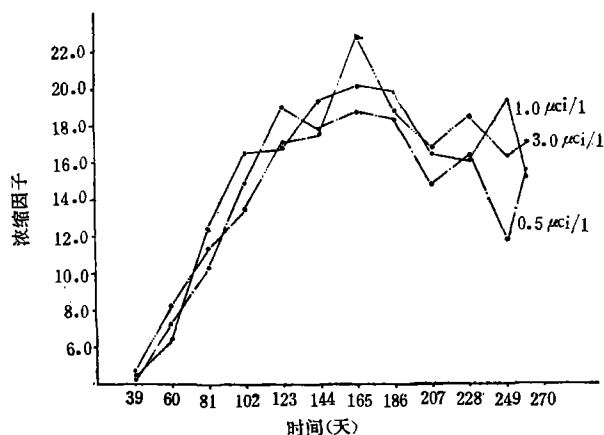


图4 黑鲷内脏对 Co^{60} 三种比度曲线

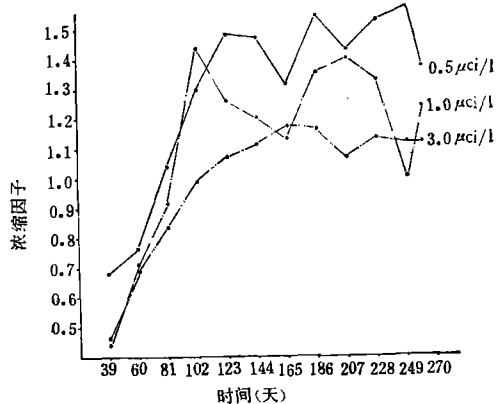


图5 黑鲷肌肉对 Co^{60} 三种比度曲线

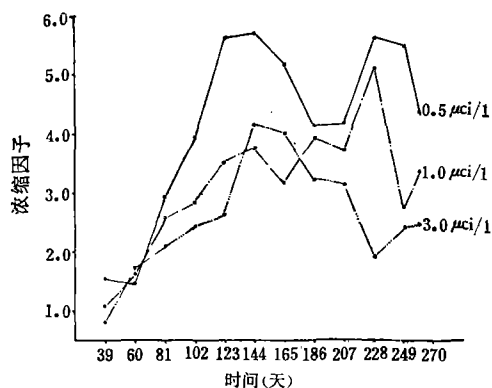


图6 黑鲷骨骼对 Co^{60} 三种比度曲线

在 Co^{60} 三种放射性浓度下, 蛤仔的软体和黑鲷的四个组织部位均得到平衡时的浓缩因子(参见表5)。

黑鲷对三种浓度 Co^{60} 的浓缩因子值基本接近, 蛤仔对三种浓度 Co^{60} 的浓缩因子值也基本接近。在 $0.5-3.0 \mu\text{Ci/l}$ 范围内, Co^{60} 浓度的差异对浓缩因子没有影响。这可能由于海水含有相当数量的稳定钴及其同族元素铁、镍等(每立方米海水含10毫克铁、0.5毫克钴和2毫克镍)^[3]。这些元素和 Co^{60} 在生物体内的生理生化特性类似。在我们的实验中, 加入海水中 Co^{60} 的量远没有影响海水中上述元素的总含量, 因而不致于影响蛤仔和黑鲷对 Co^{60} 的吸收。这点已由国外实验证明^[7]。

4. 黑鲷对 Co^{60} 的排出实验

黑鲷对 Co^{60} 的浓缩因子测定实验表明, 这种海洋鱼类在常温下, 从生活水环境中累

表5 蛤仔、黑鲷对三种浓度 Co^{60} 的浓缩因子(平衡时)

种 类	部 位	0.5 $\mu\text{Ci/l}$	1.0 $\mu\text{Ci/l}$	3.0 $\mu\text{Ci/l}$	平 衡 出 现 天 数		
					0.5 $\mu\text{Ci/l}$	1.0 $\mu\text{Ci/l}$	3.0 $\mu\text{Ci/l}$
蛤 仔	软 体 贝 壳*	8.1—11.1	7.98—8.5	6.0—6.4	64天后	64	49
		110.5	81.3	126.5	—	—	—
黑 鲷	头 部	5.7	5.5	5.5	103	103	145
	内 脏	19.8	19.0	22.9	103	124	124
	肌 肉	1.6	1.4	1.2	124	103	124
	骨 骼	5.7	3.9	4.2	124	103	145

* 至实验结束(经119天示踪),蛤仔贝壳未达到平衡。

积放射性元素是较为缓慢的过程。

为了了解受长时间慢性放射性污染的海洋鱼类一旦生活在天然海水中,生物体内累积的放射性物质向体外排出的情况,以便在实践方面为我们处理受放射性污染的鱼类提供有价值的依据。为此,我们作了两次黑鲷对 Co^{60} 的排出实验。第一次是用一种浓度示踪过的黑鲷;第二次是用三种不同浓度分别示踪获得了不同放射性比强度的黑鲷。后一次实验除了继续第一次的实验目的外,主要是了解受不同浓度放射性污染的鱼类的排出情况。

黑鲷各部位对 Co^{60} 的排出结果用保留系数(即残留量)和排出率表示:

$$\text{保留系数} = \frac{\text{实测比强度}}{\text{示踪比强度}}$$

$$\text{排出率} = 1 - \text{保留系数}$$

示踪比强度为生物在排出实验前测得的比强度;实测比强度为生物移入天然海水后不同时期所测得的比强度。保留系数和排出率均用百分率表示。

第一次排出实验结果见表6。

表6中保留系数有比上次取样升高的现象,即部分排出率反比上次降低,尤以内脏和肌肉显著。可能是生物体内对 Co^{60} 的排出过程中组织部位之间的转移现象。第二次排出实验也出现这种情况。

第二次排出实验结果见图7—10。

表6 黑鲷对 Co^{60} 排出的保留系数和排出率

取 样 次 数		1	2	3	4	5	6	7
排 出 天 数		0	2	7	14	28	42	56
头 部	实测比强度($\times 10^3$)	7.3	6.5	6.8	6.0	7.1	5.7	4.5
	保留系数(%)	100	89.0	93.1	82.2	97.3	78.1	61.6
	排出率(%)	0	11.0	6.9	17.8	2.7	21.9	38.4
内 脏	实测比强度($\times 10^3$)	21.9	18.6	21.2	15.2	23.1	16.8	17.2
	保留系数(%)	100	84.9	96.8	69.4	105.5	76.7	78.5
	排出率(%)	0	15.1	3.2	30.6	-5.5	23.3	21.5
肌 肉	实测比强度($\times 10^3$)	1.7	1.5	1.6	1.4	1.9	1.8	1.5
	保留系数(%)	100	88.2	94.1	82.4	111.8	105.9	88.2
	排出率(%)	0	11.8	5.9	17.6	-11.8	-5.9	11.8
骨 骼	实测比强度($\times 10^3$)	3.4	2.8	3.1	2.6	3.1	3.1	2.6
	保留系数(%)	100	82.4	91.2	76.5	91.2	91.2	76.5
	排出率(%)	0	17.6	8.8	23.5	8.8	8.8	23.5

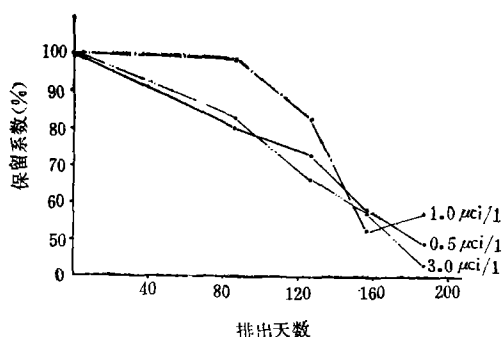


图7 黑鲷头部对 Co⁶⁰ 排出曲线

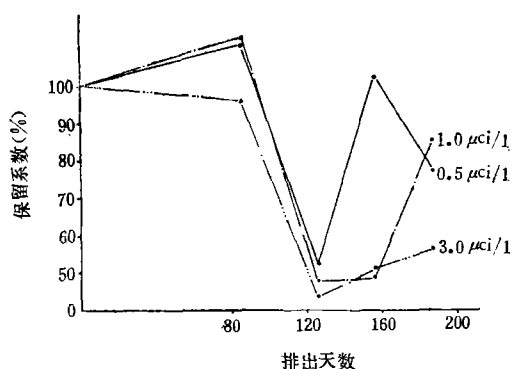


图8 黑鲷内脏对 Co⁶⁰ 排出曲线

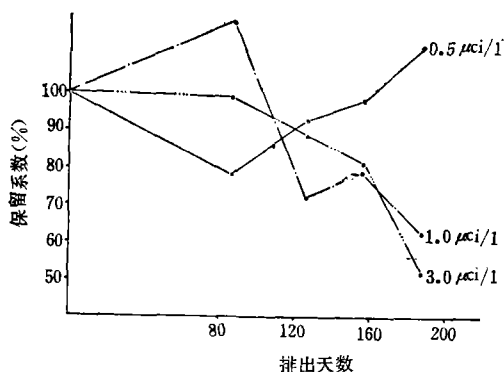


图9 黑鲷肌肉对 Co⁶⁰ 排出曲线

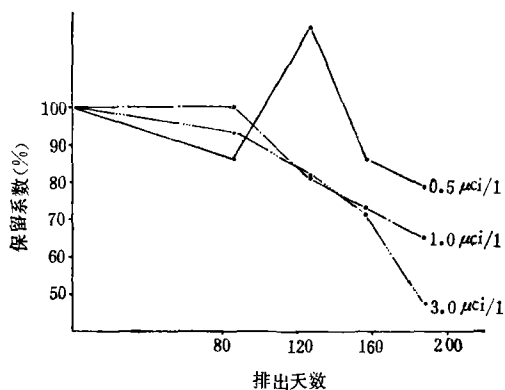


图10 黑鲷骨骼对 Co⁶⁰ 排出曲线

两次排出实验结果表明:

(1) 经 Co⁶⁰ 长时间慢性污染的黑鲷生活在天然海水中后, 排出体内放射性物质是较慢的。经 187 天, 排出率多数仍小于 50%。

(2) 黑鲷的内脏、头部(包括鳃)对 Co⁶⁰ 的排出率相对高于肌肉和骨骼部位。可能是与内脏和鳃同外界环境交换频繁、代谢旺盛有关, 而肌肉和骨骼保留元素较稳定。

(3) 三种浓度 Co⁶⁰ 分别示踪的黑鲷, 虽然生物体内的比强度不同, 但其排出率基本相近, 不受生物体内不同比强度的影响, 也不受原来示踪浓度的影响。

三、结 论

1. 鱼的内脏、蛤仔的贝壳、海带的中部和梢部对 Co⁶⁰ 的累积能力较高。对虾(整体)、鱼的肌肉则对 Cs¹³⁷ 累积能力较高。海带累积

Cs¹³⁷ 的能力也较强, 其分布是基部高于中部, 中部高于梢部。

2. Co⁶⁰ 的浓度在 0.5—3.0 µCi/l 范围内, 对蛤仔和黑鲷的浓缩因子没有影响。经长时间慢性污染的黑鲷生活在天然海水中后, 对 Co⁶⁰ 的排出率不受机体不同比强度影响, 也不受原来示踪浓度的影响。

3. 在实验室条件下, 海带、蛤仔、对虾、黑鲷和石鲷对 Co⁶⁰ 的累积达到平衡需要相当长的时间。生物体内累积的放射性元素向体外排出, 就黑鲷对 Co⁶⁰ 的排出情况来看, 也是比较慢的。

参 考 资 料

[1] 曾呈奎、吴超元等著:《海带养殖学》, 科学出版社, 1962 年, 275—287 页。

[2] 纪明侯: 我国经济褐藻的化学成份研究 II, 北方产海带、海蒿子和海黍子的主要化学成份季节变化,《海

(下转第 35 页)

大量的腐植酸，而在腐植酸的分子结构中含有羧基、酚羟基等大量活性基团，它们可与废水中的 Cd^{2+} 离子进行交换、络合和螯合反应，进而增强了对镉等金属离子的吸附能力。而这一点却正是活性炭所不具备的。

五、煤粉的再生与利用

用 $1N \text{H}_2\text{SO}_4$ 、 HCl 或 $1N \text{Ca}(\text{Ac})_2$ 、 CaCl_2 溶液，可以洗脱吸附在煤粉上的镉离子，洗脱率可达 85—96% 以上。其中以 $1N \text{H}_2\text{SO}_4$ 最高，可达 96.76%。

经过再生处理后的煤粉，仍有很强的净化力。如用经过 $1N \text{H}_2\text{SO}_4$ 处理后的煤粉，对 pH 值为 6 的漂洗水进行净化实验，仍可达到 94—96% 以上的净化率，并可连续使用。

六、小 结

风化煤粉（粒径小于 0.15 毫米）对多种金属离子，特别是重金属如 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cr^{3+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 等有很强的吸附能力。这是由煤粉腐植酸的性质和含量决定的。

腐植酸是一种有机高分子化合物，在其分子结构中含有酚羟基、羧基、醌基、醌羟基、醇羟基、甲氧基、羰基等活性基团，直接决定了腐植酸的交换、络合等性能。

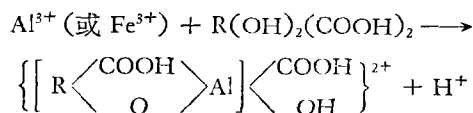
腐植酸吸附金属阳离子的形式，可有以下几种：

(1) 表面吸附：腐植酸的固体粉末，具有很大的比表面积和表面能，可产生表面吸附。

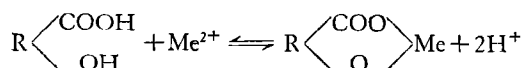
(2) 静电吸附：腐植酸结构中离子化带

负电荷的羧基等，与带正电荷的金属离子相互吸引。

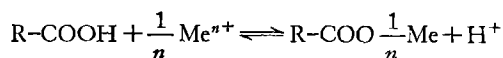
(3) 络合反应：腐植酸可与 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Ni^{2+} 等金属阳离子形成金属络合物。以 Al^{3+} 或 Fe^{3+} 为例，可有如下反应：



在金属离子浓度低时，主要形成螯合物：



(4) 离子交换反应：金属离子浓度高时，离子交换反应占主导地位：



酸度影响净化效果的实质在于，酸度较大时影响腐植酸解离，而使上述反应不易向右方进行。腐植酸的酸脱附反应，主要是交换反应。

腐植酸(或风化煤粉)作为金属废水净化剂，其主要优点是取材、再生容易，净化率高，对多种金属离子同时有净化效果，并有降低废水酸碱度等作用。主要缺点是，因其分子结构中含有亲水基，遇水膨润体积增大而造成阻水，因而不能以管道、塔式装置应用于废水处理，给实际应用造成困难。为了消除这一缺点，可将腐植酸制成腐植酸系粒状交换剂。目前有少数国家开始研究这方面的问题，国内也正在开展这方面的研制工作，并取得初步成果。

(上接第 52 页)

洋与湖沼》，1963 年 5 卷 1 期，1—8 页。

[3] 顾宏堪：元素海洋地球化学，《海洋与湖沼》，1965 年，7 卷 1 期，73—83 页。

[4] 郑集、陈同度编：《普通生物化学》，人民教育出版社，1964 年，196—203 页。

[5] M. Yanase, Study on the Vitamin B_{12} of Aquatic Animals I., The Vitamin B_{12} Content of Fishes, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fisher.*, **17**, 337—341 (1952).

[6] M. Yanase, Study on the Vitamin B_{12} of Aquatic Animals II., The Vitamin B_{12} Content of Fishes,

Bull. Japan. Soc. Sci. Fisher., **18**, 629—635 (1953).

[7] Y. Hiyama & M. Shimizu, On The Concentration Factors of Radioactive Cs, Sr, Cd, Zn and Ce in Marine Organisms, *Reco. Ocean, Works in Japan.*, **7** (2), 53—54 (1964).

[8] В. И. Баранов, Радиоактивная Загрязненность Морей и Океанов, Изд. “Наука”, 99—110 (1964).

[9] Е. В. Юдинчева, 植物-土壤系统中放射性同位素锶、铯及其它裂变产物，《同位素应用译丛》，1965 年第二期，13—20 页。