

$$A = 54.84 \left(\frac{V_0 \cdot \Delta T_0}{\Delta T_1 - 1} \right)^2 \quad (4.10)$$

式中 ΔT_1 为影响水温与环境水温之差;
 ΔT_0 为排出口水温与环境水温之差; A 为温排水的扩散面积; V_0 为米³/秒。

4. 新田的经验式

根据新田提出的温排水水量 V_0 与受影响面积 A 的关系,经稍许整理后得:

$$\lg A = 1.2261 \lg V_0 - 1.3305 \quad (4.11)$$

5. 和田的“水理模式”

和田考虑排出水流的力学作用和水温的热扩散现象,用计算机求解方程(4.1)~(4.3)式,从而得出水温上升影响范围的数值计算结果(见图1)。这个计算图表也是用于半无

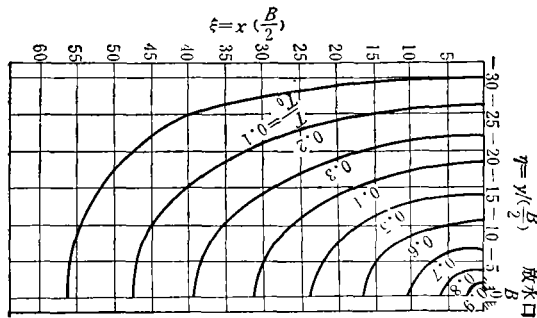


图1 向半无限水体排放温水而产生水温上升的影响范围计算图表(和田式)

限水体的情况的。

综上所述,为了预测预报,预先知道环境水体的有关参数是重要的。这样,只要知道温排水的一些参数,就可根据预测预报的精度要求而选择合适的预测预报模式,从而达到对温排水影响范围等项预测预报之目的。

参 考 文 献

- [1] 佐佐木忠义等,环境工学,講談社サイエンス,1977年。
- [2] 傅海靖,海洋污染与保护,科学出版社,1979年。
- [3] 国家海洋局,海洋污染概况,石油化学工业出版社,1975年。
- [4] 上海水产研究所,家鱼的人工繁殖(第二版),上海人民出版社,1976年。
- [5] 厦门水产学院,贻贝养殖,科学出版社,1979年。
- [6] 沈嘉瑞、刘瑞玉,我国的虾蟹,科学出版社,1976年。
- [7] 王楚松,罗非鱼的养殖,农业出版社,1981年3月。
- [8] 合田 健等,水環境指標,思考社,1979年7月。
- [9] Stearus, B., Heat Water, *Sea Frontiers*, **16**(3), 154—163 (1970)。
- [10] Frye, J., Thermol Pollution, *Sea Frontiers*, **16**(2), 85—95, (1970)。
- [11] 奥尔登 P. 科尔沃科雷塞斯等,遥感手册(第四分册)(中译本),国防工业出版社,1980年。
- [12] 董庆禧,海洋石油污染的遥感,1978年。
- [13] 日本遥感研究会,遥感原理概要(中译本),科学出版社,1981年。
- [14] 铁道科学院水工水文室,水力公式集(上册),人民铁道出版社,1977年。
- [15] 金文珠,海洋环境科学 1, 1980年。
- [16] 弋洋,海洋环境保护(试刊), 1978年。
- [17] 谢承荫,水产科技, 4, 1981年。

滨海工业城市排污方式和提高海洋环境质量的设想

吴 瑜 端

(厦 门 大 学)

滨海工业城市排污对海洋环境的破坏是当前国际上所共同关心的重大社会问题之一。Galloway (1979)^[4]全面分析了人口密集的高度工业化的美国南加利福尼亚地区城市污水对海洋环境质量的影响。他收集了该地

区的水污染控制厂(JWCP)、Hyperion 污水处理厂和 Orange 县河口环境卫生管理区(CSDOC)污水处理厂所排放的污水(生活污水和工业废水混合处理)对附近海域环境质量的效应。他发现污水中所含的 Cd, Cr,

Co, Cu, Pb, Ni, Ag 和 Zn 等有害金属污染物明显地在海底沉积物中堆积. 但关于排污方式和环境质量关系问题的研究尚未见报道. 本文试图就充分利用生活污水、改变生活污水和工业废水的排放方式、促进污染物的转化和迁移、提高水体对污染物的净化能力和改善河口沿岸海域的环境质量方面提出初步的设想.

一、城市生活污水的处理和利用

利用活性污泥法处理生活污水, 已有几十年的历史. 通过这种方法处理后的生活污水, 可除去其中90—95%的 BOD (耗氧有机污染物). 这一方法的原理是利用微生物将污水中的有机物经消化、同化和合成等过程, 把有机物从可溶态、胶体状态或悬浮颗粒态转变为无毒的可溶性化合物和不溶性的沉淀物——腐殖泥. 一般将污水中的腐殖泥分离后, 留下合乎标准的出厂水, 排入江、河、湖、海或循环再利用. 活性污泥厂处理过程所控制的主要技术指标为: 污水流量、沉淀时间、曝气时间、腐殖泥回流率、悬浮固体含量和腐殖泥的年龄、日负荷率、供气量和污染物 (BOD) 总除去率等. 其中关键环节是曝气时间、供气量和腐殖泥回流率及其年龄. 特别是腐殖泥, 它是整个流程中较难处理的一环. 它的回流率低了净化效率差, 泥龄长了腐殖泥的物理性状不好, 会出现活性污泥法的症结问题——污泥润胀上浮. 大家知道, 这些腐殖泥不但可促进生物的活力, 又可助长鱼类生长. 我国在污水灌溉和腐肥投放以及污水养殖等方面都有较多的经验. 这里我们还试图开辟生活污水促进工业废水净化的新用途. 在英、美等一些国家, 沿海城市的生活污水出路有二: 有的利用特制的船只专运腐殖泥到外海倾倒, 有的就在落潮时排入河口让其顺流进入外海, 但均未考虑到腐殖质对环境质量的效应. 近年来, 有关污水处理厂腐殖泥对有害金属迁移性和固定能力的研究

报道日益增多 [Murray 等 (1973)^[9]、Renter 等 (1977)^[12]、Enneth 等 (1978)^[3]]. 大家已较清楚地认识到水环境中腐殖质的存在对有害金属环境化学行为的影响是十分重要的. 第一它改变了有害金属在水环境中的存在形式和分布特征. 第二它改变了有害金属对水生生物的毒性和危害程度. 第三它改变了有害金属在水环境中的净化过程和停留时间.

生活污水中原有的有机污染物的种类, 决定了活性污泥处理后所形成的腐殖泥的特征. 一般所产生的腐殖泥可分为: 1. 分子量较高的腐黑质 (humins 也称胡敏素), 是一类不溶于水的有机高聚物. 2. 中分子量的腐殖酸 (humic acid). 3. 分子量较小功能度较多的可溶性的富里酸 (Fulvic acid 也称胡里酸). 对水环境化学来说, 富里酸 (FA) 对有害金属起着特别重要的作用. 其中数均分子量小于 700 的富里酸与重金属络合的容量要比分子量大于 700 的富里酸高 2—6 倍, 它对两价金属离子的络合能力要比三价离子高 3—4 倍. 它对微量金属的迁移性和在悬浮颗粒物质表面上的固定能力起决定作用 (Rashid 等 1974^[11]; Jenne 等 1976^[5]). 为了充分利用生活污水以转化有害金属的毒性、提高它的迁移性和增强它被悬浮颗粒物质的束缚能力, 要合理控制腐殖泥的回流率和循环使用的时间 (泥龄). 建议利用傅国伟 (1981)^[1] 的完全混合活性污泥法处理废水过程的数学模式及其综合设计程序中所提出的反应器的停留时 (t_r) 外, 再增加一项, 腐殖泥的循环时间 (t_c) · t_c 应是腐殖泥池中各组份分布的函数, 也就是生活废污降解程度的函数. 因而在污水处理过程中, 除测定 BOD 外, 在腐殖泥池应增添腐殖酸 (HA) 和富里酸 (FA) 含量变化*的检测指标. 控制适当的腐殖泥回

* 腐殖泥的分类为:

腐殖泥加碱 → $\begin{cases} \text{可溶部分加酸} \rightarrow \begin{cases} \text{可溶部分 (FA)} \\ \text{不溶部分 (HA)} \end{cases} \\ \text{不溶部分 (HN)} \end{cases}$

流率与泥龄,使出厂水和排出污泥中 FA/HA 的比值与工业废水中有害金属含量的当量总数相适应。这样的生活污水即可用以净化工业废水,提高海洋环境对工业废水的净化能力,改善海洋环境质量。

二、出厂污水和排放污泥中 FA/HA 比值的选择

腐殖质除了与金属离子及水合氧化物反应外,也与水体中悬浮的粘土矿物反应生成稳定的复合物。同时粘土矿物又能催化吸附在腐殖质表面上的有机金属化合物的生成反应。特别是高分子量的腐殖酸可通过“水桥”式结构把金属和粘土矿物结合起来形成 C—P—H₂O—OM 式的复合物(式中 C—粘土、P—金属离子、H₂O—水桥、OM—有机物)。腐殖质是一类荷负电的聚合电解质、亲水胶体。它对憎水的悬浮粘土矿物有增溶作用。腐殖质的存在使粘土矿物对河口海域水体中迅速增加的电解质有较高的抗絮凝能力。一般分子量高的腐黑质(即胡敏素)抗絮凝的能力要比功能度高的富含活性基团的富里酸低得多。它一般在 Cl ≤ 10‰ 或浊度最大区靠海方向的水域絮凝沉淀(MacFarlane 1978^[7], Sholkovitz 1976^[13], Eckert 等 1976)^[2]。可见 HA 的存在有利于有害金属被粘土矿物固定而净化。腐殖酸对有害金属的清除率与金属在水体中由于生成 Me(OH)₂ 沉淀的清除能力对比如下(Krendorff 1980)^[6],由表 1 看出腐殖酸的效应是十分明显的。低分子量高功

表 1

元 素	Hg	Pb	Cu	Cd	Zn	Co	备 注
HA 25mg/l	98	98	97	97	64	45	pH = 5.8
—	24	24	52	0	0	0	C _{Me} = 5 × 10 ⁻³ M

能度的富里酸与有害金属有较强的络合能力。金属-富里酸络合物的稳定常数 K_s 随介质 pH 的增加而加大;反之,随离子强度的升

表 2

元 素	Co	Ni	Cu	Zn	备注
pH = 8.0 I = 0.02m	4.51	4.98	7.85	4.83	泥炭萃取 的 FA
pH = 5.0 I = 0.1m	4.1	4.2	4.0	3.6	土壤萃取 的 FA

高而降低(见表 2, Mantoura 等, 1978^[8])。在河口海域 pH 和 I 的变化对 K_s 的效应相互抵销。关于这方面的研究近来报道较多(Pauli 1975^[10]、Mantoura 等, 1978), 其中特别是污水处理厂的腐殖泥对重金属的固定作用更为明显(见表 3, Enneth 等, 1978)。总平均起来腐殖泥对重金属的固定能力, 依腐殖质分

表 3

元 素	Cd	Cu	Ni	Zn	备注
消除率 (%)	HN 16.8	91.3	16.2	40.4	取 Enneth 等 (1978)四个数 据的平均值
	FA 43.2	22.95	50.2	7.33	
	HA 40.0	5.75	33.4	52.6	

子量的大小而异,腐黑质(胡敏素 HN)、腐殖酸(HA)和富里酸(FA)对重金属的清除率分别为 41.2%、32.9% 和 25.9%。这说明 Me-FA 络合物的溶解度较大,它主要以金属有机络合物形态留在水体中。因而,污水处理厂的腐殖泥池中 FA/HA 的比值的控制,应视工业废水的组成和河口环境水化学条件而异。如以 Cd、Zn 为主的工业废水,FA/HA ≈ 1 为宜;如以 Co、Ni 为主的工业废水,FA/HA ≈ 2 为宜。如河口海域水体的浊度较高,FA/HA 比值应较低。如河口海域水体的层化现象较明显则 FA/HA 比值应较高。

三、排污方式的探讨

结合我国河口和沿岸海域水化学的特点,提出以下两种排污方式,拟进行深入探讨。

1. 我国长江、黄河是世界有名的混浊水系,在河流入海处水体浊度很高。根据这一

特点,在排污时可以采用生活污水和工业废水分别排放的方式。先排放生活污水,让污水中的腐殖质充分与水体中的悬浮颗粒物混合反应,使在固体表面包上一层有机膜,而后再排放工业废水。工业废水中的重金属将促进有机膜的形成,膜的存在又加速了金属有机络合反应的进行。这样,有利于重金属被粘土矿物所固定而沉析海底。当生活污水中 $FA/HA \ll 1$ 时,有害金属在近河口区 ($Cl\% \approx 10$) 絮凝沉降,同时沉积物的水合度低,物理性状较好。当 $FA/HA \gg 1$ 时,有害金属在外海沉析 ($Cl\% > 15$),沉积物的水合度高,漂浮性大,迁移较远。

反之,如先排放工业废水,后排放生活污水,而污水中 FA/HA 比值较高时,将有可能引起固定在悬浮颗粒物表面的有害金属重新溶脱,二次进入水体,增加水体中金属化合物的负荷。

2. 控制排出的生活污水中 $FA/HA \gg 1$, 先将生活污水与工业废水按化学计量比例混合,使污水中的 FA 与重金属生成迁移度高而稳定的、对生物无害的可溶性有机金属络合物,然后在落潮时排入河口,使它顺流汇入大海,或在高盐度作用下絮凝沉降到海底。如污水中 $FA/HA \ll 1$ 时,生活污水和工业废水的混合排放物,在浊度较高的河口海区,高分子量的有机金属络合物,将很快和粘土矿物吸附共沉淀而埋入海底。

总之,排污方式应视环境条件和污水处理的程度以及工业废水的特性等具体情况而定。为了防止底质环境条件的变化(如氧化还原状态、微生物和底栖生物的生长与繁殖、底质水化学条件的改变等等)有可能引起沉

积物的再悬浮和沉积物中重金属的再释放而造成水体的二次污染。这二种排放方式应以后者为佳。

以上设想,将继续分两部份进行试验:

(一) 实验室模拟河口水体,粘土矿物和 FA 、 HA 共同存在时对重金属转移的效应。实验证实了水体中的 FA 基本上不被粘土矿物所吸着, HA 则明显富集在粘土矿物表面。经正交设计试验的结果看出, HA 的存在改善了粘土矿物对重金属的固定能力。可见, FA 的存在有利于水体中重金属的扩散迁移, HA 的存在加速重金属向海底沉积。

(二) 利用某城市生活污水处理厂,经受不同程度活性污泥处理的污水与浑浊河水按不同比例混合,而后按本文设想进行模拟试验(这部份工作尚在准备之中)。

参 考 文 献

- [1] 傅国伟, 中国环境科学, 创刊号, 68 (1981).
- [2] Eekert, J. M. & Sholkovitz, E. R., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **40**(7), 847 (1976).
- [3] Enneth, K. & Haltreclaw, M. J., *Environ. Qual.*, **1**(1), 98 (1978).
- [4] Galloway, J. N., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **43**(2), 125 (1979).
- [5] Jenne, E. A., in *Symposium on Molybdenum* Vol. 2, p. 425, (1976).
- [6] Kernöorff, H. & Schnitzer, M., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **44**(11), 1701 (1980).
- [7] MaoFarlane, R. B., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **42**(11), 1579 (1978).
- [8] Mantoura, R. F. C. et al., *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, **6**(4), 387 (1978).
- [9] Murray, C. N. & Meink, S., *J. Oceanog. Soc.* (Japan), **30**(5), 216 (1974).
- [10] Pauli, F. W., *Soil Sci.*, **26**(1), (1975).
- [11] Rashid, M. A., *Chem. Geol.*, **13**(2), 115 (1974).
- [12] Reuter, J. H. & King, L. H., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **41**(2), 325 (1977).
- [13] Sholkovitz, E. R., *Geochim. et Cosmochim. Acta*, **40**(7), 831 (1976).

更 正

本刊 1982 年第三卷第二期 65 页刊出的《渔民发、尿中金属含量与膳食摄入关系调查》一文系由林汉宗、李玉善两同志执笔。