

本区面积仅次于微敏感区,分布于准噶尔盆地、北部高原、东北平原、东部平原和东南沿海。这种分布态势与我国平均风速北方大于南方、沿海大于内陆^[3]的分布规律基本一致。

本区地势开阔,气流通畅,大气的稀释能力很强,各地年均风速较大,为 2.5—5.5m/s,平均污染面积为 0.5—1.0km²。

三、结 论

大气环境敏感度是一个相对量,用于分析、比较不同地点由于气候条件的不同,对于同等强度的污染冲击,其大气环境的适应能力的大小,从而为工业布局提供依据。

大气环境敏感度由平均污染面积 S 转换

得到。 S 值主要取决于稳定度出现的频率和年均风速的大小。

我国陆地的大气环境按其敏感度分为四区。各区 S 值大致呈等比级数,即敏感度每增加一单位,平均污染面积约增加一倍。各区以四川盆地为中心,呈阶梯分布形式。

个别地区地形复杂,形成特有的地方性气候,因此在某一敏感度分区中也会有特例。

参 考 文 献

- [1] D. B. 特纳尔著,中国科学院大气物理所四室译,大气扩散估算手册,23 页,科学技术文献出版社,1978 年。
- [2] 徐大海等,环境科学学报,3(1),56(1983)。
- [3] 陈世训,中国的气候,104 页,商务印书馆,1959 年。

稳态和非稳态排放对河流的直接和延迟耗氧

贺 锡 泉

(渡 口 矿 务 局)

1925 年 Streeter 和 Phelps 提出河流中有机的除去和溶解氧关系的模式后,人们对河流中氧的平衡进行了不少研究。1982 年 Hvitved-Jacobsen 曾对丹麦的 Skvarad 河作了专门研究,提出了具有代表性的报告^[1]。有关废水排放引起河流溶解氧的直接和延迟亏损方面,我国研究较少。本文试图就此问题对研究中小河流氧平衡的实际意义加以论述。

一、有机物从水相去除的数学模式

一般认为,河流有机物从水相中的去除作用大致由三方面组成:水相中的分解作用、底质的萃取作用和沉淀作用。

水相中由分解引起的有机物的去除,主

要是细菌(好气菌及兼气菌)在吸食有机物的过程中消耗了水中的溶解氧。这一现象已为按一级反应速率建立的氧垂曲线所解释,基本方程为:

$$L = L_0 e^{-k_1 t_h} \quad (1)$$

式中 L 为最终 BOD 浓度, k_1 为分解率, t_h 为至排放点的停留时间。

萃取作用是一个复杂过程,它包括污泥真菌直接从水体吸取有机物,滤食性动物捕食颗粒态有机物产生的直接耗氧,胶体状有机物通过物化作用被生物吸附,然后分解产生的延迟耗氧。

图 1 表示有机物在水底与水体的交界面处一级去除过程基本方程的推导。假定萃取率与横向、竖向紊动扩散相比即 k_h/ϵ_v 、 k_h/ϵ_z 。

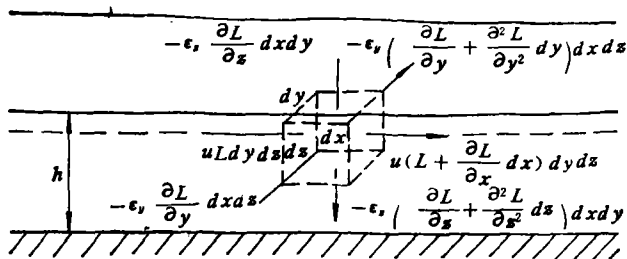


图 1

很小,换句话说,有机物在河流断面上接近于均匀分布,按物量平衡原理,河水单元体积内的物量平衡可表达为:

$$\begin{aligned} & uL dydz - \epsilon_y \frac{\partial L}{\partial y} dx dz - \epsilon_z \frac{\partial L}{\partial z} dx dy \\ &= u \left(L + \frac{\partial L}{\partial x} dx \right) dy dz \\ & - \epsilon_y \left(\frac{\partial L}{\partial y} + \frac{\partial^2 L}{\partial y^2} dy \right) dx dz \\ & - \epsilon_z \left(\frac{\partial L}{\partial z} + \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} dz \right) dx dy \end{aligned}$$

微分方程为

$$u \frac{\partial L}{\partial x} = \frac{dL}{dt_h} = \epsilon_y \frac{\partial^2 L}{\partial y^2} + \epsilon_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2}$$

底部萃取

$$\begin{aligned} \epsilon_y \left(\frac{\partial L}{\partial y} \right)_{y=0} &= 0, \\ \epsilon_z \left(\frac{\partial L}{\partial z} \right)_{z=0} &= kL_{z=0} \end{aligned}$$

解得
$$L = L_0 e^{-\frac{k}{h} t_h} \quad (2)$$

式中 u 为流速, x 为顺流向长度, y 为横向距离, z 为竖向距离, ϵ_y 为横向紊动扩散系数, ϵ_z 为竖向紊动扩散系数, k 为萃取率。

萃取系数 k 的大小较难确定,它取决于排放废水的水质和河流的生态特征。如高浓度可溶性有机物可引起污泥真菌的剧烈增殖,含有细泥的废水排入植物丛生的河流可引起滤食性动物的大量繁殖,则萃取作用显著, k 值可能很大。在实际中,一般只能根据

经验估计。

沉淀过程是大家所熟知的。它同样假定有机物在河流断面上的浓度接近均匀分布,方程简化为指数方程:

$$L = L_0 e^{-\frac{w}{h} t_h} \quad (3)$$

式中 w 为沉淀率。

根据 Harremoës 所作典型研究, $w = 1m hr^{-1}$, $h = 1m$, $\epsilon_y = \epsilon_z = 10m^2 hr^{-1}$, 则有 $wh/\epsilon_y = wh/\epsilon_z = 0.1$ 。由此可见,设河流断面浓度呈近似均匀分布是符合要求的。据此可计算得 $w/h = \frac{1m hr^{-1}}{1m} = 24d^{-1}$,

而一般 $k_1 \approx 0.3d^{-1}$, 很明显有机物(特别是颗粒态)的沉淀率远大于其在水相中的一级分解率。

值得一提的是, k/h 和 w/h 是水深的函数,故对大的江河不能简单地假定有机物的竖向浓度和横向浓度呈均匀变化,不然将导致很大差错。同时沉淀作用还受到流速的影响,根据 Jamsa 和 Akerlindh 的研究,对大的江河,其流速超过 50 厘米/秒时,含有 BOD 的固体颗粒的沉淀是微不足道的^[2]。

二、需氧量的分析

一般说来,凡是维持着生命的天然水体,都有一个生化需氧量,即把有机物氧化成简单的无机分子所需氧的数量。有机物在水相分解时直接消耗水体中的溶解氧,即产生直接耗氧量。沉淀在水底的有机物则要经过延迟分解后才消耗水体中的溶解氧,即产生

延迟需氧量。萃取过程既有直接需氧,也有延迟需氧,有机物被水底生物吸收是直接需氧,而底质的吸附是延迟需氧。简单表示如下:水相中分解(直接需氧)—吸收(萃取)—吸附(延迟需氧)—沉淀。

以生物处理为例,可溶性有机物被细菌吸收而降解,胶体状和颗粒状的有机物必须经过吸附和水解过程方能降解。应该指出,吸收和吸附是两个常用术语,但在实际问题中,要作区别却是困难的,目前尚无这种分检技术。通常我们把有机物分为可溶的,悬浮胶体状的,颗粒状的和可沉淀的,这是不够的,而查明产生直接和延迟需氧过程的机理及与此有关的河流和废水的某些实际特征才是问题的关键。

三、稳态排放

河流由直接需氧量引起的氧亏已有经典的氧垂曲线来表示。对于稳态排放,该曲线同样适用于对吸附和沉淀过程有机物去除的分析,所去除有机物的量应等于氧的相应需要量。但实际上,这种分析的结果比在 BOD 瓶所测耗氧率有所增加,其原因是由于其中相当量的有机物沉积水底并处于缺氧环境中,产生厌氧分解。据 Benoit 的研究,具有低的短期的生物化学耗氧量的相对稳定的有机物,在沉积物中经过一段厌氧分解期后,就逐渐提高了其短期生化需氧量。这样的沉积物再悬浮起来能突然招致溶解氧的大量消耗^[3]。

为了证实这一说法,Harremoës (1980) 曾用部分处理的废水排入一小河作了专门研究。图 2 所示为排污口以下河段溶解氧的沿程变化。河流中有机物的去除率与其相同水温下 BOD 瓶分解率相比较,就某种程度而言,BOD 瓶分解值可以看作有机物能在水相直接降解的部分。图中表明只有很少部分由分解所去除,而大部分由萃取和沉淀所去除。据 Hvitved-Jacobsen 对 Skvavad 河的研究,

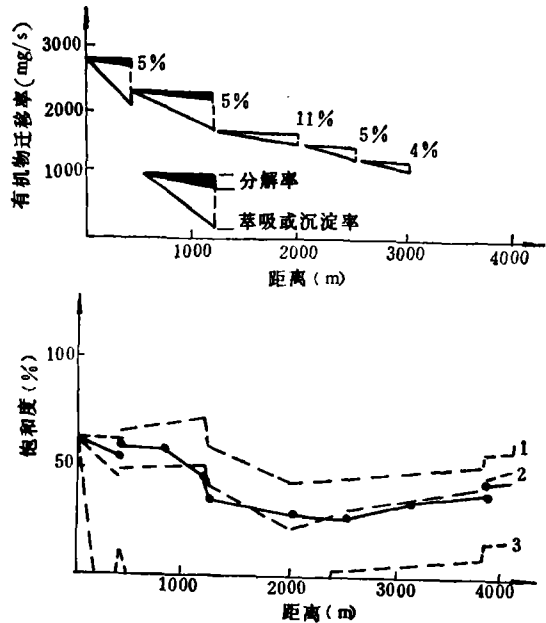


图 2 ———— 实测 1--- $k_r = 0.27d^{-1}$ 2--- $k_r = 0.8d^{-1}$
3--- $k_r = 4.7d^{-1}$

只有 4% 被分解, 35% 沉入水底, 其余迁入研究河段下游。图 2 还表明实测氧耗(实线)明显大于 BOD 瓶氧耗(曲线 1), 其中耗氧率等于有机物去除率, 计算所得曲线 3 表示厌氧条件, 这在实际中几乎不存在。最好的相适线(曲线 2)为表观一级除去率 $k_r = 0.8d^{-1}$ 。显然, BOD 的一个重要部分是暂时沉积了下来而其后被厌氧分解, 因而产生的是延迟需氧量, 但由于延迟耗氧叠加于直接耗氧上, 所以至今难以分别测计。

四、非稳态排放

前已提到, 非稳态排放(如事故性排放)更适合该问题的研究。例如对混合下水道溢流排入河流, 将使水相有机物浓度骤然加大。大量的有机物沉入水底将超过底部的实际降解能力, 使有机物在水底的降解过程加长, 产生一个延迟需氧量, 以致于事故后若干时候, 河流往往还未恢复到原有状况。因此, 区分直接和延迟需氧对研究非稳态排放具有实际意义。

大量的事例表明,污水溢流有时要向河流注入大量的 BOD,从排污口以下河段将产生一个“塞状氧亏”(a plug of oxygen depletion)。因此,制定一定的政策,规定允许排放负荷和频率,对控制水质是很必要的。

引起河流缺氧可归结于下述三方面的原因:

1. 污水溢流与河水混合;
2. 有机物去除的直接耗氧诸过程;
3. 有机物去除的延迟耗氧诸过程。

对于 1、2 点可用经典公式描述为:

$$\frac{dc}{dt_h} = k_2(C_s - C) - k_1 L_{io} e^{-k_1 t_h} \quad (4)$$

$$D = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_{io} (e^{-k_1 t_h} - e^{-k_2 t_h}) + D_0 e^{-k_2 t_h} \quad (5)$$

式中, C 为溶解氧浓度; C_s 为饱和溶解氧浓度; D 为氧亏量; k_2 为复氧率。

产生直接耗氧的 BOD 部分 L_{io} (即可溶性有机物) 作为一个“塞子”向下游传递,塞状流以停留时间 t_h 为参数引起一个按经典氧垂曲线变化的沿程亏氧。高浓度的 L_{io} 可对塞状流产生完全亏氧,然而如图 2 所示,稳态排放的 L_{io} 只是总 BOD 的一小部分,由此可知延迟耗氧才是亏氧的重要成分。

为了描述延迟耗氧引起亏氧的各个因素,我们限于短暂持续时间 t_r 的稳态排放 Q_s ,同时忽略河流纵向离散,则在排入点有机物的平衡方程为:

$$(Q + Q_s)L_{od} = Q \cdot L_{rd} + Q_s L_{sd} \quad (6)$$

式中, Q 为河流流量; Q_s 排污量, L_{od} 为产生延迟耗氧的 BOD 初始浓度, L_{rd} 为产生延迟耗氧河流中的 BOD 浓度, L_{sd} 为产生延迟耗氧废水中的 BOD 浓度。如河流断面混合均匀,由吸附或沉淀引起 BOD 去除的指数型表达式为:

$$L_d = L_{do} e^{-k' t_h} \quad (7)$$

式中, L_d 为废水混合后河流中产生延迟耗氧的 BOD 浓度; k' 为由吸附或沉淀引起的有机

物从水相去除率。

表达式(7)中相对于 t_h 的速率常数 k' 可视为与吸附和沉淀有关的 k/h 和 w/h 。已除去的有机物沉淀于河底,塞状流后沉积在单位面积上有机物的量可按下式计算:

$$\frac{dL_b}{dt} = -h \frac{dL_d}{dt_h} = h k' L_{do} e^{-k' t_h} \quad (8)$$

$$L_{bo} = t_r \cdot k' \cdot h \cdot L_{do} e^{-k' t_h} \quad (9)$$

假定沉积的有机物分解按一级反应进行,则

$$\frac{dL_b}{dt} = -k_4 L_b \quad (10)$$

$$L_b = L_{bo} e^{-k_4 t} = t_r \cdot L_{do} \cdot h \cdot e^{-k_4 t} \cdot k' \cdot e^{-k' t_h} \quad (11)$$

废水流入河流后,流过污染段单位水体的延迟耗氧率为

$$\frac{dc}{dt_h} = k_2(C_s - C) - k_4 \cdot t_r \cdot L_{do} \cdot e^{-k_4 t} \cdot k' \cdot e^{-k' t_h} \quad (12)$$

$$\text{令 } L' = L_0' \cdot e^{-k_4 t} \quad L_0' = k_4 \cdot t_r \cdot L_{do} \quad (13)$$

$$\text{则 } \frac{dc}{dt_h} = k_2(C_s - C) - L' k' e^{-k' t_h} \quad (14)$$

(8)~(14) 式中 L_b 为沉淀在单位河底面积上的有机物, L' 为 BOD 虚拟浓度, t 为实际时间, t_r 为排放持续时间, k_4 为有机物沉淀后的分解率。

式(14)相当于排放点有一个浓度为 L' 的有机污染负荷其降解率为 k' ,因而经典方程(4)依然适用。

图 3 是对上述分析的图解,表示事故排放时和排放后河段溶解氧的沿程变化。很明显,事故排放后的临界氧亏和排放时相比较,作了向上游的迁移变化,图中从二站转移到一站。其原因是 k' 比 k_4 大得多,即 BOD 由吸附和沉淀去除比在水相中分解快得多,大量的有机物沉入上游,沿程而下逐渐递减。目前要判断事故排放时的临界氧亏是否大于由延迟耗氧所引起的临界氧亏是很困难的。它取决于比值 $L_{io}/k_4 t_r L_{do}$ 。据研究,比值可能很大而超过 1,即含污塞状流内的亏氧一直

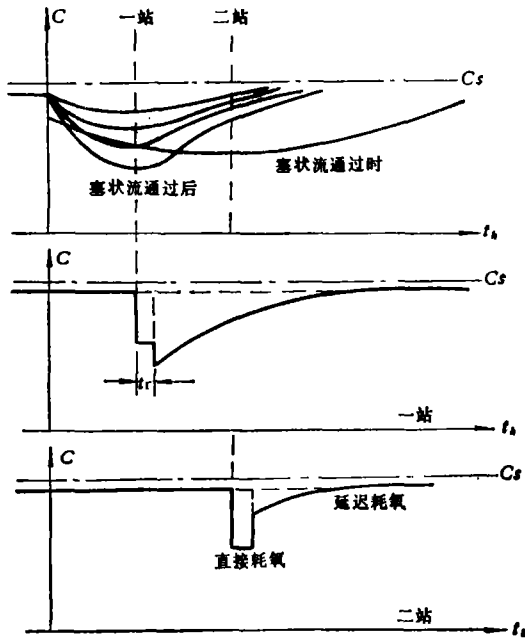


图 3

占主要地位。这是因为来自文献中的 k_1 很小, Velz 和 Garron 取 k_1 为 $0.07d^{-1}$, 并且一般把直接耗氧量认作 BOD 的主成分。但有迹象表明, 这在实际中并不适用。

五、结 束 语

上述表明, 如有有机物在河流断面混合均匀, 则其由吸附和沉淀引起的去除作用可用一级反应的经典公式模拟, 它特别适用于小

河流中有机物耗氧过程的研究。

稳态排放引起的河流缺氧, 经研究有机物的实际去除比它在水相中分解快得多, 相当大一部分沉入水底, 其后产生一个延迟耗氧量。在稳态排放中, 由于耗氧过程的相互迭合, 常常只能测计一个总耗氧数, 如 BOD_5 。

对非稳态排放, 一个经简化后的数理分析表明, 其所引起的直接和延迟耗氧是可通过修正经典的氧垂公式来模拟。有机物在河流中去除产生两个耗氧量, 把它们作一区分, 无疑对剖析非稳态排放引起的河流缺氧是极其有用的, 但目前尚缺这种分检技术, 只能通过实际检测作一粗略划分。

参 考 文 献

- [1] Hvitved-Jacobsen, T., *Water Research*, 16 (7), 1099 (1982).
- [2] 中国科学技术情报研究所, 地理环境污染与保护译文集, 第五集, 5 页, 科学出版社, 1975 年。
- [3] Benoit, J., *Water and Water Pollution Handbook*, Vol. I, pp. 223—261, New York, 1971.
- [4] Andersen, C. and S. O. Dahl, *Removal of Organic Matter from Rivers (in Danish)*, Department of Sanitary Engineering Report, Technical University of Denmark, 1977.
- [5] Velz, C. J. and J. J. Gannon, *Biological Extraction and Accumulation in Stream Selfpurification*, IAWPR Conference, London, pp. 1—9, 1962.
- [6] Wuhrmann, K., *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 20, 324—402 (1974).

• 环境信息 •

水的新型灭菌装置

美国 Harovia 公司最近研制出一种食品容器洗涤剂灭菌装置。该装置由紫外线发生系统、电源系统、自动控制系统、紫外线传感器及电磁阀组成, 安装在钢铸箱柜内。调整紫外发生系统, 产生 240—290nm 波长的紫外线, 剂量为 $24mWs/cm^2$, 便可有效地杀死细菌、病毒、霉、噬菌体及藻类等。杀菌过程完全自动化, 紫外线强度和水压由监控器控制, 当出现异常时, 监控器使装置自动停止运转, 未经处

理的洗涤水也不会倒流出来。用上述剂量可以杀死 99.99% 的大肠杆菌。设备的处理能力分为 1.4、12、34、90 m^3/h 四种型号。如果使用双重装置, 还可进一步提高处理能力, 电力消耗可控制在 150 瓦至 2.5 千瓦以内。此外, 该装置还有运行成本低、操作简便等优点。

[颜伟译自食品工业, 26(17), 13(1983)]