

952/57 27780

工业废水处理

中国建筑工程出版社

工业废水处理

〔波兰〕B.考兹奥罗夫斯基 J.库查尔斯基 著

李 远 义 译

中国建筑工业出版社

本书共三十三章，比较详细地介绍了各种工业废水的特性、对受纳水体的影响和处理方法等，供给水排水、环境保护专业人员及废水处理运行操作管理人员参考。

INDUSTRIAL WASTE DISPOSAL
B.KOZIOROWSKI J.KUCHARSKI
WYDAWNICTWA NAUKOWO-TECHNICZNE
WARSAW-1 9 7 2

* * *
工 业 废 水 处 理
李 远 义 译
*

中国建筑工业出版社出版(北京西郊百万庄)
新华书店北京发行所发行 各地新华书店经售
中国建筑工业出版社印刷厂印刷

*
开本：787×1092毫米^{1/16} 印张：16^{3/8} 字数：370 千字
1975年12月第一版 1975年12月第一次印刷
印数：1—15,330 册 定价：1.20 元
统一书号：15040·3258

译 者 的 话

本书是波兰 B.考兹奥罗夫斯基和 J.库查尔斯基所作。原著为波兰文，后经 J.班得罗斯基译为英文。此次是根据1972年在华沙出版的英文版翻译的。

此书比较详细地介绍了各种工业废水的特性，对受纳水体的影响以及处理方法等。遵照毛主席“洋为中用”的教导，现将该书译出，译文有所删节，以供给水排水、环境保护专业人员及废水处理运行操作管理人员参考。

由于译者水平所限，错误之处在所难免，欢迎广大读者批评指正。

译 者

1975年5月

引 言

工业废水排入水体，以各种形式使受纳水体受到影响。废水中的成分可能影响水体的物理性质和化学组成，并且可能改变微生物和植物的天然生物复合作用。由于一定成分的影响，河床的形状可能变化，因而使水道改变。有些成分可能使整治良好的河岸，或使水工构筑物，如桥、坝、堰和港口设施遭到不利的影响。航运设施，地面水进水口和渔业设备可能受损害并被摧毁。

工业废水中对受纳水体起有害影响的成分，有悬浮物，有机化合物，游离的酸碱和有毒物质。在处理地面水作为饮用或工业用水的过程中，有些有机的或有毒的化合物会引起严重的困难。例如，酚在加氯后，造成饮水中的气味。油、脂和沥青使水不宜于洗浴，因其在水面形成薄膜，使粉尘污物聚集。加之，这种薄膜隔绝了水和空气间氧的传递，降低了水体的自净作用。含盐浓度高的废水有时使水有异味，并使其处理为工业用水的过程很困难而且昂贵。

有机废水有时含有如木质、磺酸之类的化合物，这种物体起到保护性胶体物的作用，使污染了的水无法软化成为锅炉冷却用水。泡沫层也起到同油膜一样的作用，它们是由于泡沫剂所造成，出现在纸浆制造过程中的亚硫酸盐废水，制革废水，以及用合成表面活性剂的废水中。

被盐水或含有毒重金属的废水污染的地面水，不宜于用作灌溉农田。它们会使肥料损失而不利于农作物的生长。有毒物质（如铅、锌）有时聚集于草的表面，造成牲畜的疾病或死亡。

从各种不同工业过程所排出的废水，其相互作用也可能导致严重危害。制革废水和亚硫酸盐废水，当其同含有铁盐的废水混合后，使水体的颜色变得象墨水，并夺去大量的水中的溶解氧。含硫化物的废水同酸水接触后放出硫化氢造成毒害，并导致水体严重缺氧。

目 录

引 言

第一章 工业废水所需处理程度·····	1
第二章 工业废水对管道和城市处理厂的影响·····	9
第三章 工业废水处理的方法和设备·····	11
第四章 洗涤剂问题·····	40
第五章 废水处理厂内的腐蚀问题·····	41
第六章 铅锌矿的浮选浓缩·····	47
第七章 钢铁工业·····	50
第八章 化学及电化学金属加工过程·····	54
第九章 煤矿·····	62
第十章 煤气和焦炭工业·····	66
第十一章 制碱工业·····	86
第十二章 工业废水和矿场水中硫化物和硫化氢的去除·····	89
第十三章 无机酸类工业·····	93
第十四章 肥料工业·····	97
第十五章 无机颜料(油漆)工业·····	105
第十六章 放射性废水·····	107
第十七章 染料和中间体·····	114
第十八章 石油工业·····	128
第十九章 制革工业·····	138
第二十章 合成酚工业·····	147
第二十一章 塑料工业·····	148
第二十二章 人造纤维工业·····	152
第二十三章 橡胶工业·····	160
第二十四章 制药工业·····	168
第二十五章 炸药工业·····	174
第二十六章 纸浆及造纸工业·····	179
第二十七章 纺织工业·····	197
第二十八章 制糖工业·····	213
第二十九章 发酵工业·····	223
第三十章 屠宰场及肉类包装工业·····	233
第三十一章 马铃薯产品工业·····	236
第三十二章 牛奶工业·····	243
第三十三章 水果及蔬菜加工厂·····	250

第一章 工业废水所需处理程度

1. 水体中氧的平衡

当地面水受到人为污染时，往往是由于废水，可以观察到溶解氧的降低；这造成好气微生物的大量繁殖，这些微生物是以污染物的组成物为饲料的。这些营养物在微生物中分解，而其生活的新陈代谢产物，又以简单的无机化合物的形式返回其周围的水中。这就是所谓的生物自净过程，也就是活的有机体同污染结果作斗争的过程（容纳水体可以认为是如此的）。当河湖受到过量的废水负荷时，有机污染物的生物化学分解过程，将水中的氧耗尽，在这种情况下，自净就成为了厌气过程。这种过程也叫做腐化过程，比好气过程要慢得多。同时，它对环境也是有害的，因其产生有毒气体，且有臭味。因此，多年来人们都认为水中溶解氧浓度在生化需要的影响下，不应低于一定限度，以维持水体中的生物平衡。这个限度也被认为是鱼类生存所需的最低溶解氧浓度；这是假设，如果鱼类能继续生存，则好气微生物也可以生存，因而水的自净过程将顺利进行。地面水中最低氧浓度的容许程度已经（在某些国家内——编者）定入保护水体污染的法案。在预测废水对水体的影响中，主要任务之一是确定其生化需氧量浓度，在这种浓度下，氧的消耗量不应超过氧饱和值与最小容许溶解氧浓度之间的差值。

在生化自净过程中发生脱氧的同时，通过气-水界面处空气中的氧向水中扩散，出现了复氧现象。这两种现象可用数学方法来处理，得到氧平衡，也就是这两种相反过程的最终结果。从一些对天然地面水和模型进行研究的成果，已经可以确定许多影响水中自净过程，耗尽溶解氧和复氧的因素。生物化学耗氧作用主要决定于被分解的有机化合物浓度，可用的溶解氧的原始数量和温度。进入水体的污染物成分的数量和性质都影响这些反应，也影响水生微生物的组成，因为一定的微生物群利用一定种类的高分子有机化合物作为营养物。

在计算氧的平衡时，除了废水排出口上游的溶解氧浓度以外，还必须考虑另外两个来源：（1）大气的复氧；（2）高等植物和浮游生物光合作用产生的氧。氧仅溶解于与大气接触的一层水中，以扩散的方式进入深层。复氧作用取决于水温、氧的饱和度（也与温度有关）、水的含盐度和其流速以及在水流转弯处由于风和河床形状的影响而产生的紊流。

影响耗氧量和复氧的一些因素可以较易地并精确地用物理或化学方法测定。其他因素是以微分值表示的，这些数值是研究特殊地面水或用模型试验而获得的。通常是假定一些近似的指数。例如，饱和氧是从现成的表内查得，而这个表是用蒸馏水很精确地测定的，在大自然里是不会有的。大气压力也未考虑，虽然大气压力一般总是偏离760毫米汞柱的，而这个表的数据是在760毫米汞柱的情况下取得的。上述数据，连同某些系数，用于计算氧的平衡。这些系数用于生化需氧量测定时温度的变化，水流速度，作为流速的函数的复

氧程度和作为水深的函数的溶解氧消耗量。最重要的系数之一是废水和水体的混合程度,但往往在氧平衡计算时却没有考虑。

最简便的氧平衡计算方法是一种近似法,此法只考虑水中可用的溶解氧量,而不考虑复氧从大气中获得的氧量。此法还假定两天以后下游水流中的氧浓度不会降至最小容许值以下。这个计算考虑河流流量、废水量及其浓度,用废水排出点上游水体的生化需氧量和五天生化需氧量来表示。

另一近似方法考虑河水和废水水量,并根据河道宽度、一天内流行的长度(一天的水面)和深度,考虑其一天的生化需氧量以及表面复氧。上游水中生化需氧量则忽略不计。

第三种近似方法考虑复氧,但不计上游水中原始溶解氧浓度。此法假设,复氧应是供给废水和受纳水体二者的混合生化需氧量的。因此,原始溶解氧浓度不应有所降低,同时,此值也不应低于最小容许值。这种计算是根据一天的水流。只有在复氧作用毫无阻碍的情况下进行时(河流无冰并无油膜),这种方法才有效。

一种较为精确的计算氧平衡的方法是采用古典公式^①,可定出沿污染水流的氧凹陷曲线。这条曲线是两条曲线的合成曲线,一条表示满足污染物生化需氧量的耗氧,另一条表示复氧过程。在这些公式中引入了两个常数, k_1 代表生物氧化速率, k_2 代表水体复氧速率。这些常数考虑了水体和废水的生化需氧量、氧饱和和不足量和水体及废水的流行时间。假设脱氧速率与污染浓度(生化需氧量)成正比,并且复氧速率取决于氧饱和和不足量。这两种相反过程的数学公式是与表示单分子化学反应速率的公式相符的,也就是与从物理化学观点看来是相当简单的现象相符的。 k_1 和 k_2 被假定为同水体流量(流速)有关,也就是决定于水体和废水在河床内混合及运动的形式。在对中小河流的研究中定出了 $k_1=0.1$, $k_2=0.2$,这两个数值经常被用于氧平衡计算。对于流速较大的河流, k_1 和 k_2 的经验数值可假设比上述值稍高。采用这种常数值,氧凹陷曲线的最低点——所谓最大氧不足量的临界点——位于污染排放点下游两天流程距离处。

最近在几条波兰河流所做的研究工作表明 k_1 和 k_2 值比上述古典公式稍高,并且临界点比经常推荐的假定数据更接近排放点。由于 k_1 和 k_2 基于受纳水流研究,计算相当复杂(特别是 k_2),因此,已经制定了许多种图表以便求得或者推定反应速率常数。

从一些研究证明了这些常数实际上并不是不变的,上述古典公式已多次被修正。由于第一阶段化合物(碳水化合物型)的生化需氧量和第二阶段化合物(蛋白质型)的生化需氧量没有明显的分界线,发生了严重的纷乱。这种易变性也曾为波兰河流研究所证实,在研究过程中,发现距污染源下游越远,这些系数的值就越低。

有人建立氧平衡的方法是基于用统计方法校核氧凹陷曲线的形式对三个变数的关系,

$$\textcircled{1} D_t = \frac{k_1 L_A}{k_2 - k_1} (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_A \times 10^{-k_2 t}$$

式中 L_A ——原始生化需氧量,毫克/升;

D_t ——经时间 t 以后的氧饱和和不足量,毫克/升;

D_A ——原始溶解氧不足量,毫克/升;

k_1 ——生物氧化速率常数(水体脱氧速率常数);

k_2 ——水体复氧速率常数。

这三个变数是生化需氧量、水温和流量。显示有效氧下降的氧凹陷曲线段,可以采用此法计算,因而可以对每一个生化需氧量的任意变化预测曲线的形式。采用这个方法,在确定取样点与河中发生所求反应速率处之间的流行时间时,可以避免那些经常无效并且总是很麻烦的步骤。因此有人曾指出,如果所取水样在上述参数的最大和最小值的情况下,经过试验,则建立氧平衡的方法可提供良好的相互关系,显出特定河流的特性。

有人对前述古典方法曾进行简化,以计算污染物排入河道的容量。系数 k_1 和 k_2 是根据古典公式计算的,但是有人绘制了一种特殊的图表,以确定污染源下游任何时间的氧不足量的大小。从这个图表,也可以求得在受污染的河段内产生临界氧不足量的污染负荷的数值,用生化需氧量表示之。这个图表所提供的数值,同实验所获得的非常接近。亦可用公式计算排入河道而不降低溶解氧浓度并低于一指定值的最大生化需氧量负荷:

$$\log L_A = \log D_C + \left[1 + \frac{k_1}{k_2 - k_1} \left(1 - \frac{D_A}{D_C} \right)^{0.418} \right] \log \frac{k_2}{k_1}$$

式中 L_A ——原始生化需氧量,毫克/升;

D_C ——污水排放点下游一指定点的氧不足量,毫克/升;

D_A ——原始溶解氧不足量,毫克/升;

k_1 ——每日脱氧速率常数;

k_2 ——每日复氧速率常数。

上面所述建立氧平衡的方法都是只考虑了水中所进行的过程。另外两种方法,其中并考虑了底部沉积的有机物的影响。当污染水体排入一座水库,流速大大降低时,就是一个建立平衡的例子。第一种方法,包括许多相当任意的假设,考虑了水库底部均匀分布的沉积物对水的脱氧作用。第二种方法则考虑水库进口沉积物的分层,同时,有机物的消化颗粒从库底升起到水面。

有人在一个近似方法中引用了容许负荷因素。这个方法可辨别两种极端情况:(1)排出点处水体溶解氧含量降至最低容许浓度;(2)在同一点上水体是100%饱和的。用一个图表来校核氧凹陷曲线的进程的方法更为精确,它考虑了曲线上的三个特点:起始点,临界点和最大复氧点;从而可以明确看到平衡状态的恢复。对不同大小、不同流速的河道,引进了一个新的自净系数——每天从大气中取得的氧同每天的需氧量之间的比例。氧凹陷曲线是用一个特别的图表计算的。

若在计算中,考虑原始氧饱和度以及上述其他方法中的一些数据,则计算任意距离的水体横断面上的溶解氧浓度,第一个横断面距排出口最近。从废水排出的瞬间,到获得所需自净程度的瞬间,废水的总流行时间被分成相等的一些时段,分别计算出每一时段终了时的溶解氧含量。

还有一种新的而且有趣的计算氧平衡的方法,其中自净能力是用基于真实数值的参数来估计的,这些参数为:(1)河水五天生化需氧量实际降低系数(CR_a),不考虑稀释影响;(2)在观测河段上,河水的转化能力(CP),以通过指定横断面的小时流量中每小时生化需氧量降低量的公斤数计;(3)沿河段的自净程度(DS),也用于稀释影响。实际降低系数表示在一切自然因素影响下,发生于被观测河段中的自净过程强度。除

上述诸因素外, 还有: (1) 生物因素, 主要是细菌的繁殖及活动; (2) 废水中有机化合物的性质和扩散程度; (3) 水同河岸和河底的接触程度, 也就是水同河岸和河底上覆盖的生物膜及高级植物的接触程度。

五天生化需氧量的实际降低系数按下列方程式计算:

$$CR_a = \frac{BOD_5^i - BOD_5^f \frac{Q_f}{Q_i}}{BOD_5^i - BOD_5^f}$$

式中 BOD_5^i 为观测段起点和终点在 20°C 测定的五天生化需氧量值, BOD_5^f 为观测段终点的五天生化需氧量可不计入稀释影响; BOD_5^i 和 BOD_5^f 是在河中取样的同时, 在实验瓶中测定的同一数值; Q_f/Q_i 为河段终点和起点流量之比。

从此可看出, 实际降低系数是水体生化需氧量降低量与同时期在实验瓶中培养的水体和废水的混合体的生化需氧量降低量的比值。对大而缓的河流, 这样算出的比值可能等于 1。但在其他类型的河流中, 这个比值要大得多。

在氧平衡计算中, 实际降低系数的获得是主要的, 因为它可使平衡基于实际数值。已经知道大多取决于水流的紊乱。河水的观测段终点的五天生化需氧量转化为五天生化需氧量, 不计入稀释 (如计算实际降低系数的情况), 与前述古典的假设显得不一致, 因其不容许五天生化需氧量的数量影响所考虑的结果。这个纯粹自动的转化就包含着误差; 但是, 这种误差是不大而且是不可避免的。应该强调指出, 对于一指定河段, 实际降低系数值不是一个常数, 同样, 过程强度也不是常数, 而是取决于温度, 流量和五天生化需氧量负荷。

河流的转化能力 (CP) 或自净能力便有可能计算沿一指定河段的五天生化需氧量负荷降低量。用每一小时的水流体积和时流量的五天生化需氧量重量表示, 不同河流的这个参数是可比较的, 并可按下式计算:

$$CP = \frac{[(BOD_5^i \times Q_i) - (BOD_5^f \times Q_f)] 3600}{1000 t} \text{克/小时}$$

式中 t 为水流时间, 以小时计; 其他符号同上式。转化能力也可以代表一个距离, 也就是 1 公里, 不仅说明河流特性, 也用以使氧平衡更为真实。

自净程度, 同由于增加的水流体积而使五天生化需氧量的显著降低一起, 可计算为原始五天生化需氧量的一个百分数:

$$DS = \left(\frac{BOD_5^i - BOD_5^f}{BOD_5^i} \right) \times 100\%$$

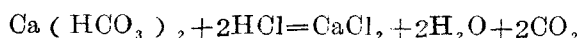
用上述方法建立氧平衡, 可获得已知河段的总取氧量和耗氧量。所得到的氧包含上游水中的氧、复氧、光合作用的氧以及从流域进入河里的水中的氧。消耗的氧包括生化需氧量所消耗的、化学需氧量所用去的、改变水中饱和度的、含氧低的进水曝气用掉的以及动植物呼吸所耗的氧。

2. 废水和水体的 pH 值

工业废水中经常出现的游离酸碱影响水体的 pH 值。有时虽然没有游离酸也出现低

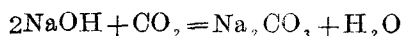
pH值的有机废水。这种现象可能发生于小的水体中，废气消化会产生酸性物质（主要是硫化氢）。pH值的降低可能不象在废水游离酸浓度与分解的有机物相等的情况下那么突出。游离酸碱最重要的影响是生物复合的被摧毁。在酸碱过多的情况下，动植物有机体都会死亡。对水生有机体的最佳pH值范围为6.8到9.0。因此，波兰规定，任何废水排除不得使水体pH值低于6.8，也不得高于9.0。如果水体用于养鲑鱼，pH值不得高于8.5。从这点可知河水平均pH值并不严格要求为7.0，而是符合于实测结果的。

含酸废水不仅影响河中的生物复合作用，而且使水有腐蚀性，损害金属和混凝土构筑物，例如桥、坝、堰、港口和取水设施。锅炉如用这种水也有腐蚀影响。工业废水中排出的酸和水体中的碱度起反应：



碳酸硬度转化为非碳酸硬度，使锅炉结垢，并使其不适于洗濯业及其他工业之用。

碱与水体中溶解的游离二氧化碳发生反应，并增大其碱度：



在大多数情况下，水的天然碱度远超过其游离二氧化碳含量，因此，碱性废水比酸性的危害更大。

如果废水中的酸或碱的浓度大到pH值清楚地显示出酸性或碱性来，就应该按照稀释后的pH值计算其必须处理程度。在实践中，这就要确定排入水体而不导致危害的酸或碱的容许量。水体pH值变化可以按下式计算：

$$\text{pH} = 6.52 + \log B - \log \frac{c}{22}$$

式中 B ——排出点上游水的碱度，毫克当量/升；

c ——游离二氧化碳浓度，毫克/升；

$c/22$ ——游离二氧化碳浓度，毫克当量/升。

如果废水排出量与河水流量成一定比例，这样，当 X 毫克当量的酸或碱投入1升水中时，则水和废水的混合pH值可用这个方程式稍加修正算出：

$$\text{pH} = 6.52 + \log(B - X) - \left(\log \frac{c}{22} + X\right), \text{酸的情况,}$$

$$\text{pH} = 6.52 + \log(B + X) - \left(\log \frac{c}{22} - X\right), \text{碱的情况.}$$

将限制的pH值（酸6.8，碱9.0，波兰规定）代入这些方程式，可求得 x 的最大容许值。

计算排出的酸时，必须考虑水体平均低流量，其最小碱度和混合程度。对于碱性废水，则取最大碱度代替最小碱度。如果废水不均匀地排出，要考虑其最大时流量。这一切都是为了尽可能地避免发生分层时在某一层中pH值会超出限制范围的情况。在许多情况下，规定了附加的限制，即只允许消耗水体中1/10的碱度或游离二氧化碳，用以中和废水。应当强调指出，上面所提出的方程式只是对无机化合物才有效的。

3. 悬浮固体和有毒物质

工业废水中的悬浮固体首先按其颗粒大小分类。粒径从0.1到100微米的固体称为细悬浮体，它们多半难以沉降，因水的阻力较重力大得多。粒径大于100微米的颗粒则易于沉降。另一种分类是按固体的成分，有机和矿物。有机悬浮物有绒毛状颗粒，能够絮凝，特别是当沉淀时，这就产生了沉淀过程的逐渐加速作用。矿物质，如砂，具有粒状结构。还有其他悬浮物，虽然具有典型无机物性质，但是却具有海棉状的结构。这一类的典型是存在于一些工业废水中的铁和铝的氢氧化合物。

易落颗粒沉淀在排出点附近的河床上，形成污泥堆。集聚过多时就会影响河床形状并改动水流方向。这种情况主要由无机物所造成，因其不受分解作用。有机物沉淀较无机物缓慢，沉淀在距排出点较远的河床上。这些沉积物进行缓慢的生化分解。好气反应在沉积物表面进行，使水脱氧。深层物则产生厌气分解。在气候寒冷时，生物分解作用受到阻碍，所以有时沉积物大量聚集。当水温上升时，由于生物反应的高度加速，可以观察到强烈的脱氧现象。

在一场洪水，或是一场风暴引起猛烈搅动的情况下，有机物从河底升起，并被输送到下游，有时送得很远，结果使河道其他段落都受到污染。水流搅动的结果，使厌气分解层脱离河底，被带至水面。这样，就产生一些气体，主要是硫化氢，它不但消耗大量水中溶解氧，而且对水生动物有毒害。

河床被沉积物覆盖后，使河底有机体的发展受到阻碍，这些有机体正是非肉食类淡水鱼的主要食物来源之一。当厌气分解很强烈时，产生的气体有时会将沉积物颗粒带至水面，而使河水进一步污染。某些工业排出带有锐利棱角的有机物粒可以杀死鱼类，阻塞其鳃，特别是那些较小的鱼类。

排出废水中悬浮物的容许浓度可按下式计算：

$$m = (z - b) \left(a \frac{Q}{q} + 1 \right) + b$$

式中 m ——废水的容许浓度，毫克/升；

z ——水体的容许浓度，毫克/升；

b ——排放点上游水体悬浮固体，毫克/升；

a ——指定横断面上的混合程度；

Q ——受纳水体的流量，米³/秒；

q ——废水流量，米³/秒。

混合程度取决于许多因素，混合是一个相当复杂的过程。如果两种水流中的成分不产生生物或化学变化，可以用分析方法求得，则混合程度的理论计算是比较简单的。最好的方法是测定那些上游水中没有而废水中存在的成分。在一个横断面上混合完全处，废水中某一成分与水体中同一成分浓度之比即为稀释程度。在此点上混合程度为1（ $a = 1$ ）；此点以上的混合程度小于1，而废水本身为零（ $a = 0$ ）。以前，用表和水体对废水流量比

计算混合程度，表中完全混合所需时间为流量的函数。对于一已知河段，计算出排放点到完全混合点之间的距离，可以求得一个说明混合程度的数量。下述方程式更为精确：

$$a = \frac{1 - e^{-\alpha \sqrt[3]{\frac{E}{q}} L}}{1 + \frac{Q}{q} e^{-\alpha \sqrt[3]{\frac{E}{q}} L}}$$

式中 Q ——受纳水体流量，米³/秒；

q ——废水流量，米³/秒；

L ——排放点到完全混合点的距离，米；

α ——由方程式 $\alpha = \varphi \psi \sqrt[3]{\frac{E}{q}}$ 求出的系数，其中 φ 为由排放点到推求的横断面之间的

的沿河测量距离同这两点之间直线距离的比值； ψ 为系数，决定于废水排入河的方式。如果废水在河岸处排出，则 $\psi=1$ ；如果排入中流，则 $\psi=1.5$ 。

涡流扩散系数 (E) 可用低地河流的公式确定：

$$E = \frac{V_a \times H_a}{200}$$

式中 V_a ——沿混合段全长的平均流速，米/秒；

H_a ——此段平均深度，米。

如果混合行程包括显著不同值的平均流速和平均深度的段落，可用一个递加公式来计算 E ：

$$E = \frac{L_1}{L} \cdot \frac{V_1 H_1}{200} + \frac{L_2}{L} \cdot \frac{V_2 H_2}{200} + \dots + \frac{L_n}{L} \cdot \frac{V_n H_n}{200}$$

对于一条较窄的不通航河道， L_n 为混合行程的长度，但对于一条宽的航运河道，须从航行图上测定。

从排放点到完全混合横断面的距离在理论上等于无限大。任何横断面的污染河段长度可用下式算出：

$$L_z = \left[\frac{2.3}{a} \log \frac{aQ+q}{(1-a)q} \right]^3, \text{ 米}$$

这样，当完全混合而 $a=1$ 时，式中对数项之分母等于零，所以其值将为无限大。在实践中，可以确定排出点到一个横断面之间的距离，这个横断面可假设混合已充分完全，亦即 $a=0.95$ 或 $a=0.90$ ，也就是排放的废水与95%或90%的河水相混合。

除了酸碱以外，工业废水还可能含有对人类和对热血动物、鱼类、微生物及植物有害的化合物。这些化合物往往也影响水体中发生的物理化学过程，并且对自净作用特别不利。起这种作用的所有化合物或多或少都是有毒的。

在水溶液中个别的有毒物质，具有限制浓度，在这个浓度以下其毒性很弱，可以不考虑。已经进行了许多实验研究来确定各种化学药物对鱼类的毒害影响，结果是不同的，因为研究者用了不同种类的鱼作试验。虽然文献一般都详细说明用于实验的动物种类，甚至说明其大小和重量，但是，总起来说，其结果都不能互相关联。表 1-1 扼要地列举出一系列的有毒化合物的最小有害剂量（阈限剂量），考虑其对地面水情况的不同影响。应当指出，有害剂量同致命剂量不一样，可以在计算中作为水体中的最高容许浓度来考虑。

水中某些毒物的阈限剂量①

表 1-1

化 合 物	阈限剂量 (毫克/升)	化 合 物	阈限剂量 (毫克/升)	化 合 物	阈限剂量 (毫克/升)
乙 醛	50	酚	0.01	石 油	1.0
醋 酸	50	<i>o-p-m</i> 甲酚	0.001	苦 味 酸	0.5
丙 酮	13000	硫 酸 铜	0.5	硫酸铝钾	100
氟化乙烯	20	氯化汞	0.08	氟 化 钾	0.03
羧基丁醛	20	环 己 烷	0.1	黄原酸钾	0.1
氯甲桥蔡(艾氏剂)	0.01	滴滴涕	0.2	<i>n</i> -丙 醇	200
芳香族烷基硫酸盐(活性剂)	2	二硝基苯	0.5	喹 啉	10
烷基硫酸盐(活性剂)	4	二硝基蔡	1.0	<i>p</i> -醌	0.1
<i>p</i> -氨基苯酚	1	挥发油(松柏科的)	2	硝 酸 银	0.006
氨	0.037	乙 醇	230	氯化钠	300
硫酸氨	265	乙 苯	0.1	氟 化 钠	925
戊基醋酸	0.0006	氯化铁	15	磷酸钠	160
<i>n</i> -戊 醇	350	硫酸铁	35	硫酸钠	400
苯 胺	100	六氯乙烷	0.1	氯化亚锡	1000
氯化钡	500	硫化氢	0.001	糖	35
苯	5	煤 油	0.3	二氧化硫	0.009
丁 酸	20	氯化锂	100	硫 酸	2
<i>n</i> -丁 醇	1000	氯化镁	60	鞣 酸	2
硫酸氢钙	30	硫酸镁	600	酒 石 酸	100
氯化钙	300	硫酸锰	500	四氯乙烷	0.2
氢氧化钙	70	甲 醇	32000	百 里 酚	0.05
硫酸钙	100	甲 胺	1	<i>p</i> -甲基苯胺	50
<i>ε</i> -丙 醇	100	蔡	10	三氯乙烯	20
二硫化碳	0.003	α -和 β -蔡酚	9	三硝基甲苯	0.05
四氯化碳	5	硝酸镍	0.02	钒	0.1
氯化石灰	0.5	硝酸盐	600	二 甲 苯	10
氯	0.05	亚硝酸盐	600	<i>p-o</i> -二甲苯	0.002
氯化亚硝基环己烷	0.05	硝 基 苯	0.03	硫 酸 锌	50
氯 酚	0.005	硝基环己烷	0.1		
硝酸钴	46.5	汽 油	0.5		

① 剂量以干重计。

当计算含有毒化合物废水的处理程度时,这些化合物的容许浓度是假设在完全混合点。如果计算点比完全混合点更接近排放点,该点的混合系数就应当计入。这个系数的引入,将降低容许排放的毒物浓度,这表明废水处理程度比按完全混合点所计算的,要求要高些。排出废水的毒物容许浓度(d_w)可按下式计算:

$$d_w = d_r a \frac{Q}{q}$$

式中 d_r ——受纳水体中的容许浓度,毫克/升;

a ——考虑的横断面的混合程度;

Q ——受纳水体流量,米³/秒;

q ——废水流量,米³/秒。

第二章 工业废水对管道和城市污水处理厂的影响

在污水处理厂的设计中，城市部门和排放废水的工业部门之间的合作，一般说来，既是必要的，也是适当的。从经济上和技术上来说，这种合作也是必须的。经济利益是共同的，因之投资可以低一些，在共同管理下，劳动开支也要省一些。在技术方面的好处是，生活污水对工业废水的生物处理可以起到有利的作用。有一些情况下，工业废水含有混凝剂，如钙和铁盐，对混合废水的澄清有利。

如果，通过彻底的经济技术评价后，决定将工业废水排入城市管网，并进入城市污水处理厂，就必须考虑工业废水的下列特性。

1. pH值 游离酸会腐蚀混凝土和金属。排入污水管的废水pH值不得低于6.5或高于11。如果废水直接进入生物处理厂，混合污水pH值不得超出受纳水体规定范围，亦即pH值应在6.8~9.0的范围内。应当指出，碱虽然对管道影响不大，但其对处理厂运转能造成严重困难。管道接口可能受碱侵蚀，造成渗漏，因而危害管网。碱可能导致各种沉积物的沉淀，因而使管道堵塞。

2. 温度 废水温度不得高于35°C，因为高温使沥青接口软化，并可能损害管道本身，也可能导致污水过早地消化。

3. 含盐量 高盐量往往是混凝土和钢材腐蚀的原因。硫的化合物（硫酸根离子超过300毫克/升，硫化物，亚硫酸盐）的侵蚀性特别强，不但损害混凝土，而且对处理厂的消化过程起不良影响。硫酸铁是很有害的，因其在水解中释出硫酸。氯化物，除非在高浓度（>5克/升）下，是不特别有害的。镁盐和氯化铁对石灰有渗滤作用，而石灰是混凝土的组成部分。硝酸盐通常是无害的，除非是它们以高浓度与氨的化合物相结合时。

4. 有毒化合物 如果工业废水含有毒物，应当特别注意。这说明它们不但影响处理过程，而且危害操作人员的安全。例如，当铜为100毫克/升，镍或三价铬为200毫克/升，或锌为0.1%时，污泥消化就变得十分困难，同时，氰化氢在只有1毫克/升的情况下，毒性就相当大。在活性污泥过程中，1毫克/升的铜，镍和锌也一样，就明显地对硝化作用有阻碍；对于生物滤池也如此。1毫克/升氰化氢对生物过程就很有害，如果熟练而仔细地逐步增大活性污泥和生物滤池的投配量，是可以使其承受较高浓度的。六价铬浓度在2毫克/升时，对活性污泥有害，在1毫克/升时对生物滤池不利。

乙炔、乙醇、苯、汽油、甲烷、氯、硫化氢、醚、碳化钙和氧化钙等物质在污水管中特别有危害。有些是引起爆炸，有些则是令人窒息的危险；这些都对管理工人有危害，因此，含有这些物质的废水不应排入污水管网。含乙醇的废水只能在夜间排入。在考虑工业废水排入管网时，应当认识到不同废水混合的结果，可能产生的有毒和有危险的化合物。

例如酸水和含氰化物或硫化物的废水的混合；如果说可以允许未稀释废水含50 毫克/升 的氰化物，在有酸水的情况下，氰化物上限就降低为 2 毫克/升。有些上述气体，除了他们的腐蚀性或毒性外，还可能与空气混合引起爆炸。

污水管内出现的同空气形成爆炸性混合物的某些气体，其极限浓度列于表 2-1。这些气体中最危险的是氢和乙炔。为此，例如残余碳化物废水不应排入污水管。生活污水中油脂浓度通常是低的，但它们有可能形成腐蚀混凝土的游离脂肪酸，量大时也可能造成管道堵塞，并引起处理厂，尤其是生物过程部分的操作困难。特别是矿物油和脂很难生物分解；它们将生物滤池的生物膜和活性污泥裹住，使其不能取得空气，这是过程中不可缺少的。在排入管网以前，必须用隔油池将其去除，回收并重复使用。

气体与空气混合的极限爆炸浓度

表 2-1

气 体	混合物中气体含量 (%)		气 体	混合物中气体含量 (%)	
	低于爆炸极限	在直径19毫米的试管中引起爆炸的浓度范围		低于爆炸极限	在直径19毫米的试管中引起爆炸的浓度范围
乙 炔	3.2	3.5~22.2	氢	9.4	0.9~66.3
苯	2.6	2.7~6.3	甲 烷	6.0	6.2~12.7
一氧化碳	16.4	16.6~74.8	戊 烷	2.3	2.5~4.8
乙 烷	3.9	4.0~13.6	汽 油	2.3	2.5~4.8
乙 烯	4.0	4.2~14.5	城市煤气	7.8	8.0~19.0
乙 醚	2.6	2.9~7.5	水 煤 气	12.3	12.5~66.6

原则上，有传染病毒的废水不应排入公共污水管网。在任何情况下，有可能传染病毒的废水，如屠宰和制革废水，必须消毒，管理管网的工人应予以特殊防护。

固体及金属物应该在工厂内除去，因其将造成堵塞和处理运转困难。特别是象羊毛、纺织废料、废木块、废铁（钢屑和钢丝）、矿渣、石灰渣、砂等等杂质，更应除去。

必须避免放射性污染。例如，放射性污染的污泥，用于或放置于农田，可能导致放射性同位素通过土壤传送到植物中。

5. 备考 当一个工厂的各个部门的废水排出不均匀时，必须设置均化池，以免污水管和处理厂受到水力和污染物的超负荷。几种与生活污水混合的物质，其推荐极限浓度列于表2-2。

工业废水与生活污水的混合水中几种成分的极限浓度

表 2-2

成 分	极 限 浓 度 (毫克/升)	成 分	极 限 浓 度 (毫克/升)
砷 化 合 物	1.0	镁 化 合 物	300
铬 酸	0.2	钡 盐	2.5
铜 化 合 物	0.1	酚	40.0
氰 化 物	1.0	硫 酸 盐	300
铅 盐	0.1	锰 盐	5.0

第三章 工业废水处理和的设备

1. 废水处理物理方法的基本资料

废水的物理处理包括较大的漂浮物、悬浮固体、砂和油脂的去除。这些过程是通过下列设备进行的：格栅和格网、沉砂池、除油池、沉淀池和砂滤池。

格栅和格网将粒径不小于3毫米的固体物阻留下来。这些栅渣可用人工或机械清除。根据其性质和处理厂的类型，栅渣可以用土埋、火焚、堆肥或者在磨碎以后，回到未处理的废水中去等方法处置。在最末一种情况下，栅渣和污泥一起在沉淀池中分离。磨碎是用装有适当刀片的高速粉碎机完成的。在粉碎机前设有沉砂池，以保护刀片被磨损。沉砂池位于格栅前，因粉碎机往往是和格栅连在一起，或是设在其近处。固定的40~50毫米间隙的格栅，其倾斜角为30°~60°，使其易于拦阻污物（图3-1）。间隙约20毫米的细格栅，往往是用机械清除，所以其倾斜角较粗格栅大些。放置格栅的渠道断面设计，是使废水流速不小于0.6米/秒，以免重矿物悬浮物沉落。

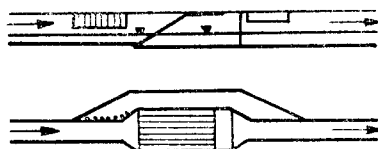


图 3-1 固定格栅

较细固体用格网分离，因其易于堵塞，在实践中，只有活动格网被使用。为了清洗，格网被提起用水冲洗，或用机械刷刷洗。图3-2所示是第二种类型的格网。第一种（即旋转式鼓形格网）适于处理工业废水。

沉砂池用于截留重的悬浮物。一般为长方形平底池，其中流速为0.3米/秒。这种流速使较轻物体维持悬浮状态，因而与较重的砂粒分离。沉砂池的横断面 F 按下式计算：

$$F(\text{米}^2) = \frac{\text{废水流量}(\text{米}^3/\text{秒})}{\text{流速}(0.3\text{米}/\text{秒})}$$

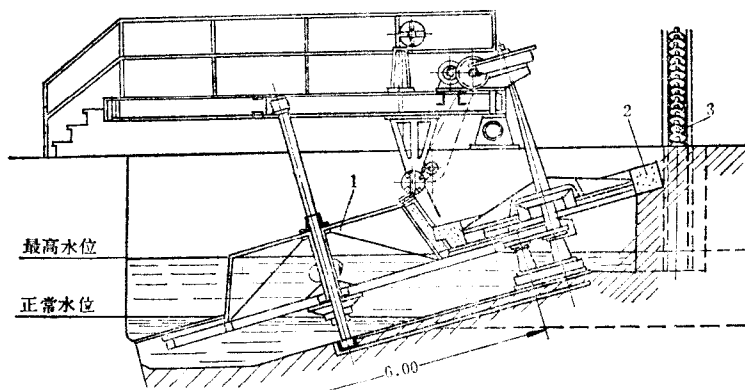


图 3-2 格 网

1—旋转网；2—刮除网渣的刷，转向与网相反；3—清除网渣的螺旋运输机