

污水生物处理新技术

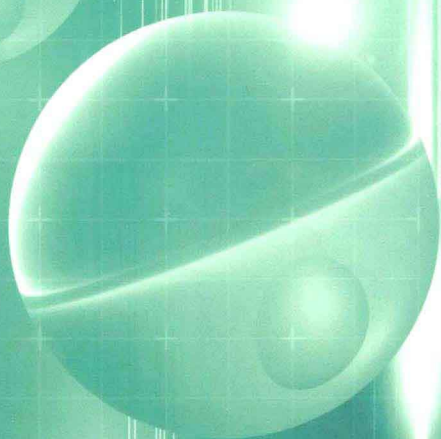


市政与环境工程系列研究生教材



(修订版)

吕炳南 陈志强 编著



哈尔滨工业大学出版社



系列研究生教材

污水生物处理新技术

(修订版)

吕炳南 陈志强 编著

哈尔滨工业大学出版社

内 容 提 要

本书全面系统地介绍了国内外研究和应用较多的污水生物处理新技术。全书分3篇共11章,主要包括:污水好氧生物处理基本原理、活性污泥法好氧生物处理新技术、生物膜法好氧生物处理新技术、自然法生物处理技术、膜生物反应器污水处理新技术、污水厌氧生物处理基本原理、第二代厌氧生物反应工艺、第三代厌氧生物反应工艺、两相厌氧生物处理技术、水解酸化-好氧生物处理技术、污水生物脱氮除磷技术、污水回用新技术及其他一些生物处理新技术等。

本书理论与实践并重,内容丰富、新颖,可作为高等学校市政工程、环境工程、环境科学等专业的研究生教材,也可供从事环境保护、给水排水等教学及研究领域的科技人员、工程技术人员参考。

图书在版编目(CIP)数据

污水生物处理新技术/吕炳南,陈志强编著.—2版.—哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2005.2(2007.9重印)

(市政与环境工程系列研究生教材)

ISBN 978-7-5603-2128-8

I.污… II.①吕…②陈… III.污水处理-新技术
IV.X703.1

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2007)第 134983 号

责任编辑 贾学斌

封面设计 卞秉利

出版发行 哈尔滨工业大学出版社

社 址 哈尔滨市南岗区复华四道街 10 号 邮编 150006

传 真 0451-86414749

网 址 <http://hitpress.hit.edu.cn>

印 刷 肇东粮食印刷厂

开 本 787mm×1092mm 1/16 印张 17.5 字数 410 千字

版 次 2005 年 2 月第 1 版 2007 年 9 月第 2 版

2007 年 9 月第 2 次印刷

书 号 ISBN 978-7-5603-2128-8

定 价 25.00 元

(如因印装质量问题影响阅读,我社负责调换)

前 言

全球性水污染问题已经对人类生存和经济发展构成越来越严重的威胁,防治水体恶化、保护水资源,走可持续发展的道路已经成为人类共同追求的目标。随着我国城市化、工业化进程的加快,我国的污水排放量与日剧增,由于没有及时配备相应的污水处理设施,进一步加剧了我国水环境的污染。水环境污染所造成的水危机已经严重制约了我国国民经济的发展,影响了人民生活水平的提高。

污水生物处理是水污染防治和水资源可持续发展的重要技术手段,在水环境保护和缓解资源短缺中起到至关重要的作用。目前,以活性污泥为代表的生物污水处理技术相当成熟,已广泛应用于城市和工业污水处理中,在防治水体污染中发挥了巨大的作用。但由于废水排放量的急剧增加,传统工艺在多功能性、经济节能性及高效稳定性等方面已难以满足人们对废水处理不断提高的要求,研发和应用新型的污水处理新技术、新工艺,已成为水处理工作者的重要课题。面对我国巨大的环境市场,在选用污水处理技术时,更应结合我国国情,因地制宜地选择相应的污水处理技术。

20 世纪 80 年代以来,随着生物技术、材料科学和计算机科学的发展,污水生物处理新技术、新工艺的研究、开发和应用得以迅速发展,这些新工艺多具有高效、稳定、经济、多功能性等优点,如膜生物反应器、曝气生物滤池、CASS 工艺、EGSB 厌氧工艺和 IC 厌氧工艺等,有的已经在实际工程中得到良好的应用,有的显示出良好的应用发展前景。

为适应水污染控制技术的研究和实际应用不断发展的需要,我们在总结分析大量国内外文献资料的基础上,结合近年来的研究成果,编写了此书。本书共分 3 篇,即污水好氧生物处理、污水厌氧生物处理和污水深度处理,详细介绍了目前国内外研究和应用较多的污水生物处理新技术。本书由吕炳南、陈志强主编,吕炳南统稿。编写分工如下:吕炳南和董春娟编写第 1 章、第 2 章的 2.1~2.7 节和 2.9 节、第 3 章的 3.1、3.3 节及第 4 章;陈志强、温沁雪和贾学斌编写第 5、6、7、8、9 章及 2.8 节;吕炳南、荣宏伟和李清伟编写第 10、11 章及 3.2 节。

在本书的编写过程中得到了哈尔滨工业大学市政环境工程学院的王绍文、赫俊国、王鹤立、张立秋、封丽等老师以及王庆、陆宏宇、李慧丽、张晓菲、贾名准等研究生大力支持和帮助,再此表示衷心的感谢。在本书的编写过程中,也参考了大量的文献、专著和 Internet 网络资源,在此向相关著作者表示感谢。由于编者水平有限,书中难免存在一些疏漏及不妥之处,敬请读者批评指正。

编 者
2004 年 7 月

目 录

第 1 篇 污水好氧生物处理

第 1 章 污水好氧生物处理基本原理	(2)
1.1 活性污泥法基本原理	(2)
1.2 生物膜法的基本原理	(5)
1.3 好氧生物处理系统运行的主要影响因素	(7)
第 2 章 活性污泥法好氧生物处理技术	(11)
2.1 强化曝气技术	(11)
2.2 UNITANK 活性污泥法处理工艺	(18)
2.3 氧化沟活性污泥法	(21)
2.4 CASS 活性污泥法工艺	(23)
2.5 AB 活性污泥法工艺	(27)
2.6 LINPOR 工艺	(30)
2.7 PACT 活性污泥法工艺	(33)
2.8 喷射环流生物反应技术	(36)
2.9 好氧颗粒污泥反应器	(42)
第 3 章 生物膜法好氧生物处理技术	(47)
3.1 复合生物膜技术	(47)
3.2 曝气生物滤池	(52)
3.3 其他生物膜处理技术	(71)
第 4 章 自然法生物处理技术	(83)
4.1 稳定塘处理系统	(83)
4.2 稳定塘处理系统的强化	(86)
4.3 污水土地处理系统	(88)
4.4 人工湿地处理系统	(89)
4.5 最新人工湿地	(97)
第 5 章 膜生物反应器污水处理技术	(105)
5.1 膜生物反应器(MBR)的原理和分类	(105)
5.2 MBR 反应器的工艺特点	(109)
5.3 MBR 反应器的研究进展	(111)
5.4 MBR 工艺对污染物的净化效能	(115)
5.5 微生物学基础	(116)

5.6	MBR 反应器中膜污染及防治	(117)
5.7	影响膜生物反应器的控制参数	(121)
5.8	MBR 工艺的应用和发展	(123)
5.9	结论	(126)

第 2 篇 污水厌氧生物处理

第 6 章	厌氧生物处理基本原理	(130)
6.1	厌氧生物处理基本原理	(130)
6.2	参与厌氧消化过程的微生物	(132)
6.3	厌氧生物处理工艺的发展	(137)
6.4	厌氧生物处理工艺的优缺点	(142)
第 7 章	第二代厌氧生物反应工艺	(145)
7.1	厌氧滤池	(145)
7.2	升流式厌氧污泥床反应器	(151)
7.3	厌氧流化床	(165)
7.4	厌氧折流板反应器	(168)
第 8 章	第三代厌氧生物反应工艺	(177)
8.1	上流式厌氧污泥床 - 滤层反应器	(177)
8.2	EGSB 厌氧反应器	(182)
8.3	IC 厌氧反应器	(190)
8.4	几种新型厌氧反应器特点比较	(202)
第 9 章	其他厌氧生物处理技术	(205)
9.1	两相厌氧生物处理技术	(205)
9.2	水解酸化 - 好氧生物处理技术	(212)
9.3	生物固定化技术在污水厌氧生物处理中的应用	(216)

第 3 篇 污水深度处理

第 10 章	废水生物脱氮除磷技术	(222)
10.1	概述	(222)
10.2	废水生物脱氮机理	(223)
10.3	废水生物脱氮工艺	(235)
10.4	废水生物除磷机理	(242)
10.5	废水生物除磷工艺	(247)
第 11 章	污水回用技术	(256)
11.1	污水回用概述	(256)
11.2	污水回用新工艺	(261)
11.3	污水回用中存在的问题和污水回用的前景	(271)

第 1 篇 污水好氧生物处理

污水生物处理技术主要是利用多种多样的微生物群体,将污水中的污染物质转化为微生物细胞及 CO_2 、 H_2O 、 H_2S 、 N_2 、 CH_4 等多种物质,从而使污水得到净化的过程。

在污水的生物处理过程中,各种生物学上相互依赖的转化过程是非常重要的,主要涉及生物增长过程、衰减过程及水解过程等。吸附过程虽然没有涉及实质的生物转化,但却对这些生物转化过程产生很大影响,所以也应考虑。

活性污泥和生物膜生物处理系统是当前污水处理领域应用最广泛的两种处理技术。它们能有效地应用于生活污水、城市污水和各种工业废水的处理中,但仍存在着一些急待解决的问题。如氧的传递效率、活性生物量、污水与微生物间物质传递、对含难降解或毒性物质的工业废水的有效处理、如何降低运行费用等。

根据活性污泥法和生物膜法生物处理的基本原理,一般可以考虑通过以下手段来解决好氧生物处理所面临的问题。

1) 微孔曝气、射流曝气或加入纯氧来强化氧的传递,从而有效提高反应池内溶解氧含量,同时也可以有效地强化污水与微生物间物质传递;

2) 通过投加粉末活性炭、无烟煤、多孔泡沫塑料、聚氨脂泡沫、多孔海绵、塑料网格、废弃轮胎颗粒等载体来增加微生物量;

3) 向反应器内投加经人工选育的高效菌种,或采用基因工程手段,将针对特殊降解底物而构建的基因工程菌株投加到反应器中驯化,使之成为优势菌株以强化微生物对底物的降解;

4) 改变构筑物的结构形式,增强污水与微生物的碰接机会,加强传质速度;

5) 开发超滤膜组件,使生物处理与膜技术相结合,形成了膜生物处理工艺。

针对以上手段相应地出现射流曝气、受限曝气、加压曝气、微孔曝气等强化曝气活性污泥法,UNITANK 工艺、氧化沟活性污泥法、CASS 工艺、AB 工艺、LINPOR 工艺、粉末活性炭活性污泥法、膜生物反应器等新型活性污泥法或生物反应器,以及序批式活性污泥生物膜法、附着生长污水稳定塘、生物流化床、流动床生物膜反应器、曝气生物滤池、移动床生物膜反应器、微孔生物膜反应器等新型生物膜反应器。同时,人们也开始考虑利用基因工程菌来强化生物反应器的运行效果。

第 1 章 污水好氧生物处理基本原理

1.1 活性污泥法基本原理

活性污泥法是目前应用最广泛的好氧生物处理技术,保证活性污泥处理系统成功运行的基本条件是:

- 1) 废水中含有微生物所需的 C、N、P 等营养物质及微量元素;
- 2) 混合液中含有足够的溶解氧;
- 3) 活性污泥与废水应充分接触;
- 4) 活性污泥需连续回流,并及时排放剩余污泥,使混合液保持适量的活性污泥;
- 5) 废水中含有的有毒污染物质的量应足够低,对微生物不能构成抑制作用。

1.1.1 活性污泥法的净化反应过程

活性污泥法的净化过程一般包括絮凝吸附、生物代谢、泥水分离等阶段。

1.1.1.1 絮凝吸附

一方面,在正常发育的活性污泥微生物体内,存在着由蛋白质、碳水化合物和核酸组成的生物聚合物,且这些生物聚合物有些是带有电荷的电介质。因此,由微生物形成的生物絮凝体具有生理、物理、化学等作用产生的吸附作用和凝聚沉淀作用。微生物与废水中呈悬浮状或部分可溶性的有机物接触后,能够使后者失稳、凝聚,并被其吸附在表面;另一方面由微生物组成的活性污泥具有较大的表面积,因此,在较短的时间内(15 ~ 30 min)就能够通过吸附作用去除废水中大量的有机污染物。

1.1.1.2 生物代谢

被吸附在微生物细胞表面的小分子有机污染物能够直接在透膜酶催化作用下,透过细胞壁而被摄入到微生物体内,但大分子有机污染物则需在微生物体外水解酶的作用下水解成小分子,再被摄入体内。活性污泥中的微生物将有机污染物摄入体内后,以其作为营养物质加以代谢,从而使污染物得以去除,另外一部分污染物被吸附在微生物细胞表面通过剩余污泥排放的形式去除。

1.1.1.3 泥水分离

在二沉池内进行的泥水分离是活性污泥处理系统的关键步骤。良好的絮凝、沉淀与浓缩性能是正常活性污泥所具有的特性。活性污泥在二沉池内的沉降,经历絮凝沉淀、成层沉淀与压缩沉淀等过程,最后在沉淀池的污泥区形成浓度较高的浓缩污泥层。

正常的活性污泥在静置状态下于 30 min 内即可完成絮凝沉淀和成层沉淀过程。浓缩过程比较缓慢,要达到完全浓缩,需时较长。影响活性污泥絮凝与沉淀性能的因素较多,其中以原废水的性质为主,另外,水温、pH 值、溶解氧含量以及活性污泥有机负荷率也是重要

的影响因素。

1.1.2 活性污泥絮凝、沉淀性能评价指标

活性污泥的絮凝、沉淀性能可用 SVI、SV 和 MLSS (MLVSS) 等指标共同评价。

1.1.2.1 混合液悬浮固体浓度

混合液悬浮固体浓度 (Mixed Liquor Suspended Solids 简称 MLSS) 表示活性污泥在曝气池内的浓度, 包括活性污泥组成的各种物质, 即

$$MLSS = M_a + M_e + M_i + M_{ii} \quad (1.1)$$

式中 M_a ——具有代谢功能活性的微生物群体;

M_e ——微生物内源代谢、自身氧化的残留物;

M_i ——由原污水带入的难被微生物降解的惰性有机物质;

M_{ii} ——由污水带入的无机物质。

这项指标不能精确表示具有活性的活性污泥量, 但考虑到在一定条件下, MLSS 中活性微生物所占比例较为固定, 所以仍普遍应用 MLSS 表示活性污泥微生物量的相对指标。

1.1.2.2 混合液挥发性悬浮固体浓度

混合液挥发性悬浮固体浓度 (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids 简称 MLVSS) 表示的是混合液活性污泥中有机性固体物质部分的浓度, 即

$$MLVSS = M_a + M_e + M_i \quad (1.2)$$

MLVSS 与 MLSS 比较虽能较精确地表示活性污泥中微生物的量, 但由于其中仍包括非活性部分 M_e 和 M_i , 所以 MLVSS 仍是活性污泥微生物量的相对指标。条件一定时, MLVSS/MLSS 一般较稳定, 生活污水和以生活污水为主体的城市污水的 MLVSS/MLSS 值一般为 0.75 左右。

1.1.2.3 污泥沉降比

污泥沉降比 (Setting Velocity, 简称 SV) 又称 30 min 沉降率, 表示混合液在量筒内静置 30 min 后所形成沉淀污泥的容积占原混合液容积的百分率, 即沉淀污泥的体积分数, 以 % 表示。该指标能够相对反映污泥浓度和污泥凝聚、沉淀性能, 用以控制污泥的排放量和污泥的早期膨胀。SV 测定方法简单。处理城市污水的活性污泥的 SV 一般介于 20% ~ 30% 之间。

1.1.2.4 污泥容积指数

污泥容积指数 (Sludge Volume Index, 简称 SVI) 通过将反应器内混合液置于 1 L 的量筒内, 静沉 30 min 后的沉淀污泥容积, 除以混合液悬浮固体质量浓度来确定, 其单位是 mL/g, 即

$$SVI = \frac{\text{混合液(1 L) 30 min 静沉后形成的活性污泥容积(mL)}}{\text{混合液(1 L)中悬浮固体干重(g)}} \quad (1.3)$$

SVI 能够更好地评价活性污泥的凝聚性能和沉淀性能, 其值过低, 说明粒径细小、密实, 但无机成分多; 过高又说明污泥沉降性能不好, 将要或已经发生污泥膨胀。处理城市污水的活性污泥的 SVI 值一般介于 50 ~ 150 mL/g 之间。表 1.1 总结了 SVI 与活性污泥沉淀的关

系。SVI < 50 mL/g 说明污泥活性太低,而 SVI = 150 mL/g 常被作为污泥是否膨胀的界限。

表 1.1 SVI 与活性污泥沉淀特性的关系

SVI 范围/(mL·g ⁻¹)	污泥沉淀特性
70 ~ 100	良好
100 ~ 150	一般
> 150	差

1.1.3 良好生物絮凝体的形成

活性污泥系统成功运行首先需要形成沉淀性能良好、密实的絮状活性污泥。发育良好的活性污泥在外观上呈黄褐色的絮绒颗粒状,也称生物絮凝体,其粒径一般介于 0.02 ~ 0.2 mm 之间,具有较大的表面积,大体上介于 20 ~ 100 cm²/mL 之间,含水率在 99% 以上,相对密度介于 1.002 ~ 1.006 之间,因含水率不同而异。活性污泥的固体物质含量很低,仅占 1% 以下。

絮凝化是形成污泥絮凝体的第一步。目前的研究结果表明,胞外多聚物(ECP)、离子力和二价阳离子、污泥龄(SRT)及丝状菌的生长等因素对单个菌体聚集形成生物絮凝体是非常重要的。

许多研究表明,ECP 在污泥絮体的形成过程中起着非常重要的作用,与生物絮凝有关的 ECP 过去研究较多的是多聚糖,然而现在人们认为蛋白质也起着非常重要的作用。ECP 是由活性污泥中的原生动物和细菌产生的。对于生物絮凝来说,仅仅存在 ECP 是不够的,活性污泥生存的环境也会对絮凝产生影响,比如,废水的离子力和二价阳离子对生物絮凝起着非常重要的作用。细菌通常是带负电的,因此只有废水的离子力大到一定程度才能使单个细胞相互接近,才能使 ECP 产生的架桥作用能够发生,但此离子力也不能大到使絮凝体解体的程度。因细菌和 ECP 都是带负电的,所以二价阳离子被认为是二者间的桥梁,使细菌能够发生聚集的条件。因此,二价阳离子对生物絮凝是非常重要的。有研究表明,获得有良好沉淀性能活性污泥的最佳 Ca 离子和 Mg 离子质量浓度分别为 14 ~ 40 mg/L 和 8 ~ 24 mg/L。但实际处理中所需二价阳离子的浓度由废水的离子力决定。

实际运行表明,要想形成污泥絮凝体,SRT 必须大于最小的 SRT 值,这与原生动物和细菌产生的 ECP 所起的作用是一致的。原生动物的最大比增长速率一般比细菌小。SRT 低于此值则不能形成污泥絮体。另外有研究发现,单位微生物产生的 ECP 随着 SRT 值的提高而增加并达到最大。这表明能形成絮体的细菌产生 ECP 速率与细菌生长产生新的表面积速率达到平衡时的 SRT 值为最佳值。因此,SRT 太短时,新细菌产生的速率超过 ECP 产生的速率,从而使絮凝化不完全。

絮凝化能形成活性污泥絮凝体的微结构,但这样的絮凝体强度低,在水流作用下极易破碎。因此,如果絮体的形成是生物絮凝化的惟一机制的话,将会存在各种大小的絮体,可见丝状菌形成的骨架对提高絮凝体的强度是非常重要的。絮凝体形成菌与丝状菌的比例决定着污泥絮体的结构,图 1.1 对正常的活性污泥絮体、细小絮体和膨胀污泥絮体三种情况进行了比较。在正常的活性污泥絮体里,丝状菌为能絮凝化的菌类提供骨架,这既能保证出水水质又能保证二沉池污泥的迅速沉淀,这种污泥的 SVI 一般低于 100 mL/g。

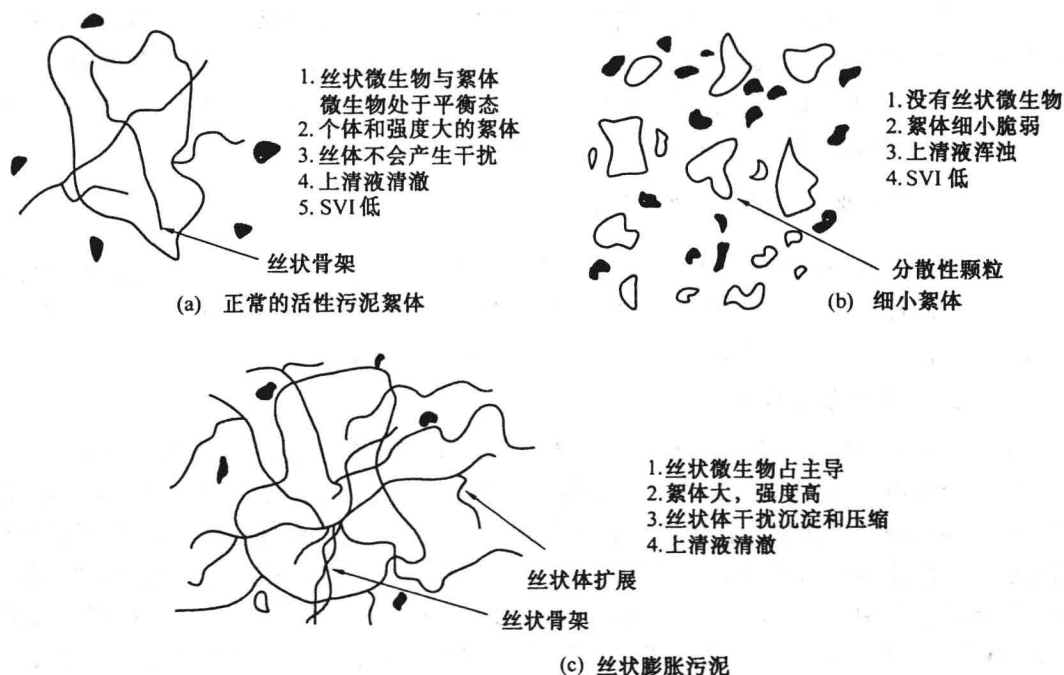


图 1.1 正常的活性污泥絮体、细小絮体和膨胀污泥

1.2 生物膜法的基本原理

生物膜法是一种高效的废水处理方法,具有污泥量少,不会引起污泥膨胀,对废水的水质和水量的变动具有较好的适应能力,运行管理简单等特点。生物膜法是使微生物附着在载体表面上并形成生物膜,当污水流经载体表面时,污水中的有机物及溶解氧向生物膜内部扩散。膜内微生物在有氧存在的条件下对有机物进行分解代谢和机体合成代谢,同时分解的代谢产物从生物膜扩散到水相和空气中,从而使废水中的有机物得以降解。

活性污泥法和生物膜法的区别不仅仅是微生物的悬浮与附着之分,更重要的是扩散过程在生物膜处理系统中是一个必须考虑的因素。在生物膜反应器中,有机污染物、溶解氧及各种必需的营养物质首先要从液相扩散到生物膜表面,进而进到生物膜内部,只有扩散到生物膜表面或内部的污染物才有可能被生物膜内微生物分解与转化,最终形成各种代谢产物。另外,在生物膜反应器中,由于微生物被固定在载体上,从而实现了 SRT 与 HRT(水力停留时间)的分离,使得增殖速率慢的微生物也能生长繁殖。因此,生物膜是一稳定的、多样的微生物生态系统。

1.2.1 生物膜的形成

载体表面生物膜的形成是微生物细胞与载体表面的相互作用的过程。此过程一方面取决于微生物细胞的表面生化特性,另一方面取决于载体表面的物化特性。

生物膜的形成过程是微生物吸附、生长、脱落等综合作用的动态过程。

首先,悬浮于液相中的有机污染物及微生物移动并附着在载体表面上;然后附着在载体上的微生物对有机污染物进行降解,并发生代谢、生长、繁殖等过程,并逐渐在载体的局部区域形成薄的生物膜,这层生物膜具有生化活性,又可进一步吸附、分解废水中有机污染物,直至最后形成一层将载体完全包裹的成熟的生物膜。

1.2.2 生物膜形成的影响因素

生物膜的形成与载体表面性质(载体表面亲水性、表面电荷、表面化学组成和表面粗糙度)、微生物的性质(微生物的种类、培养条件、活性和浓度)及环境因素(pH 值、离子强度、水力剪切力、温度、营养条件及微生物与载体的接触时间)等因素有关。

1.2.2.1 载体表面性质

载体表面电荷性、粗糙度、粒径和载体浓度等直接影响着生物膜在其表面的附着、形成。在正常生长环境下,微生物表面带有负电荷。如果能通过一定的改良技术,如化学氧化、低温等离子体处理等可使载体表面带有正电荷,从而可使微生物在载体表面的附着、形成过程更易进行。载体表面的粗糙度有利于细菌在其表面附着、固定。一方面,与光滑表面相比,粗糙的载体表面增加了细菌与载体间的有效接触面积;另一方面载体表面的粗糙部分,如孔洞、裂缝等对已附着的细菌起着屏蔽保护作用,使它们免受水力剪切力的冲刷。研究认为,相对于大粒径载体而言,小粒径载体之间的相互摩擦小,比表面积大,因而更容易生成生物膜。另外,载体浓度对反应器内生物膜的挂膜也很重要。Wagner 在用气提式反应器处理难降解物废水时发现,在载体质量浓度很低情况下,即使生物膜厚达 $295\ \mu\text{m}$,还是不能达到稳定的去除率。但是,在载体浓度为 $20\sim 30\ \text{g/L}$ 时,即使只有 20% 的载体上有 $75\ \mu\text{m}$ 厚的生物膜,反应器依然能达到稳定的(98%)去除率,COD 负荷最高可达 $58\ \text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。

1.2.2.2 悬浮微生物浓度

在给定的系统中,悬浮微生物浓度反映了微生物与载体间的接触频度。一般来讲,随着悬浮微生物浓度的增加,微生物与载体间可能接触的几率也增加。许多研究表明,在微生物附着过程中存在着一个临界的悬浮微生物浓度;随着微生物浓度的增加,微生物借助浓度梯度的运送得到加强。在临界值以前,微生物从液相传送、扩散到载体表面是控制步骤,一旦超过此临界值,微生物在载体表面的附着、固定受到载体有效表面积的限制,不再依赖于悬浮微生物的浓度。但附着固定平衡后,载体表面微生物的量是由微生物及载体表面特性所决定的。

1.2.2.3 悬浮微生物的活性

微生物的活性通常可用微生物的比增长率(μ)来描述,即单位质量微生物的增长繁殖速率。因此,在研究微生物活性对生物膜形成的最初阶段的影响时,关键是如何控制悬浮微生物的比增长率。研究表明,硝化细菌在载体表面的附着固定量及初始速率均正比于悬浮硝化细菌的活性。Bryers 等人在研究异养生物膜的形成时也得出同样结果。影响悬浮微生物活性的因素主要有如下几种。

(1) 当悬浮微生物的生物活性较高时,其分泌胞外多聚物的能力较强。这种粘性的胞外多聚物在细菌与载体之间起到了生物粘合剂的作用,使得细菌易于在载体表面附着、固

定。

(2) 微生物所处的能量水平直接与它们的增长率相关。当 μ 增加时, 悬浮微生物的动能随之增加。这些能量有助于克服在固定化过程中微生物载体表面间的能垒, 使得细菌初始积累速率与悬浮细菌活性成正比。

(3) 微生物的表面结构随着其活性的不同而相应变化。Herben 等人研究发现, 悬浮细菌活性对细菌在载体表面的附着固定过程有影响, 而且, 细菌表面的化学组成、官能团的量也随细菌活性的变化有显著变化。同时, Watson 等人的研究表明, 细胞膜等随悬浮细菌活性的变化而有显著变化。细菌表面的这些变化将直接影响微生物在载体表面的附着、固定。因此, 通常认为, 由悬浮微生物活性变化而引起的细菌表面生理状态或分子组成的变化是有利于细菌在载体表面附着、固定的。

(4) 微生物与载体接触时间。微生物在载体表面附着、固定是一动态过程。微生物与载体表面接触后, 需要一个相对稳定的环境条件, 因此必须保证微生物在载体表面停留一定时间, 完成微生物在载体表面的增长过程。

(5) 水力停留时间(HRT)。Heijnen 等人认为, HRT 对能否形成完整的生物膜起着重要的作用。在其他条件确定的情况下, HRT 短则有机容积负荷大, 当稀释率大于最大生长率时, 反应器内载体上能生成完整的生物膜。Tijhuis 等人的试验证明了这种观点。在 COD 负荷为 $2.5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, HRT 为 4 h 时, 载体上几乎没有完整的生物膜, 而水力停留时间为 1 h 时, 在相同的操作时间内几乎所有的载体上都长有完整的生物膜, 且较高的表面 COD 负荷更易生成较厚的生物膜, 即 COD 负荷越高, 生物膜越厚。周平等人也通过试验证明了较短的水力停留时间有利于载体挂膜。

(6) 液相 pH 值。除了等电点外, 细菌表面在不同环境下带有不同的电荷。液相环境中, pH 值的变化将直接影响微生物的表面电荷特性。当液相 pH 值大于细菌等电点时, 细菌表面由于氨基酸的电离作用而显负电性; 当液相 pH 值小于细菌等电点时, 细菌表面显正电性。细菌表面电性将直接影响细菌在载体表面附着、固定。

(7) 水力剪切力。在生物膜形成初期, 水力条件是一个非常重要的因素, 它直接影响生物膜是否能培养成功。在实际水处理中, 水力剪切力的强弱决定了生物膜反应器启动周期。单从生物膜形成角度分析, 弱的水力剪切力有利于细菌在载体表面的附着和固定, 但在实际运行中, 反应器的运行需要一定强度的水力剪切力以维持反应器中的完全混合状态。所以在实际设计运行中如何确定生物膜反应器的水力学条件是非常重要的。

1.3 好氧生物处理系统运行的主要影响因素

营养物质、溶解氧水平、pH 值、温度、某些污染物对微生物的抑制与毒性作用等环境条件以及生物固体停留时间、水力停留时间、反应器内的微生物浓度等都极大地影响着好氧生物处理系统的运行及净化功能。

1.3.1 营养物质

污水中各种营养物质的量及比例影响微生物的生长、繁殖, 从而影响好氧生物处理系统

的处理效果。

污水中的营养物质必须包含细菌细胞物质中所含的元素及酶的活力及运输系统所需的元素,另外,营养物质还必须提供为产生生物可利用的能量所需的物质。细菌所需的营养元素分两种:主要生物元素和次要生物元素。主要生物元素见表 1.2,由表可以看出,大多数生物元素都占 0.5% 以上。

表 1.2 细菌所需主要生物元素

元素	质量分数 /%	来 源	代 谢 功 能
C	50	有机化合物, CO_2	细胞物质主要成分
O	20	O_2 , H_2O , CO_2 , 有机化合物	细胞物质主要成分
H	8	H_2 , H_2O , 有机化合物	细胞物质主要成分
N	14	NH_4^+ , NO_3^- , N_2 , 有机化合物	细胞物质主要成分
S	1	SO_4^{2-} , HS^- , S^0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, 有机硫化物	蛋白质成分, 某些辅酶成分
P	3	HPO_4^{2-}	核酸、磷脂、辅酶成分
K	1	K^+	细胞中主要阳离子, 某些酶的辅因子
Mg	0.5	Mg^{2+}	多种酶的辅因子, 细胞壁、细胞膜、磷酸脂中均含有
Ca	0.5	Ca^{2+}	细胞中主要阳离子, 某些酶的辅因子
Fe	0.2	Fe^{2+} , Fe^{3+}	细胞色素, 其他血红素蛋白及非血红素蛋白的成分, 许多酶的辅因子

表 1.3 列出了细菌成分中的次要生物元素, 这里所谓的次要是指它们所占的量少, 但在细菌的代谢过程中却是不可缺少的。在废水的生物处理中, 上述主要和次要生物元素都必须满足要求, 而且比例必须适当, 任何一种缺乏或比例失调都会影响微生物的代谢作用, 从而影响废水生物处理效果。传统观点认为生活污水中 C、N、P 等主要生物元素及次要生物元素均能满足细菌代谢需求, 仅仅是工业废水的生物处理时才需考虑添加一些次要生物元素。事实上, 在生活污水和工业废水的生物处理中, 也要根据需要添加次要生物元素。

表 1.3 细菌所需的次要生物元素

元素	来源	代 谢 功 能
Zn	Zn^{2+}	乙醇脱氢酶, 碱性磷酸酶, RNA 及 DNA 聚合酶中均含有
Mn	Mn^{2+}	某些酶的辅因子
Na	Na^+	嗜盐细菌所需的辅因子
Cl	Cl^-	嗜盐细菌所需的辅因子
Mo	MoO_4^{2-}	硝酸盐还原酶、固氮酶中均出现
Se	SeO_4^{2-}	甘氨酸还原酶及甲酸脱氢酶中含有
Co	Co^{2+}	在含有辅酶 B_{12} 的酶中均有
Cu	Cu^{2+}	细胞色素氧化酶中含有
W	WO_4^{2-}	某些甲酸脱氢酶中含有
Ni	Ni^{2+}	尿酸酶中含有氢氧化钠的自养生长所必需

1.3.2 溶解氧

溶解氧(DO)是影响好氧生物处理系统运行的主要因素之一。溶解氧不足时,轻则使好氧微生物活性受到影响,新陈代谢能力减弱,会使对溶解氧要求较低的微生物加快繁殖,从而使有机物的氧化过程不能彻底进行,出水中有机物浓度升高,反应器处理效率下降。若溶解氧严重不足时,厌氧微生物将会大量繁殖,好氧微生物受到抑制甚至大量死亡,反应器处理效率明显下降。因此,为使反应器内有足够的溶解氧,必须设法从外部供给,但溶解氧含量也不能过大,一般以 $2 \sim 4 \text{ mg/L}$ 为宜,供氧量过高不仅会造成浪费,还会促使生物膜自身氧化。系统的溶解氧需求取决于给定生物反应器的负荷率和比溶解氧吸收率。

1.3.3 pH 值

由于 pH 值的改变可能会引起细胞膜电荷的变化,从而影响微生物对营养物质的吸收和微生物代谢过程中酶的活性,所以,在生物处理系统中,pH 值的大幅度改变会影响反应器处理效率。各种微生物均有一个最适宜的 pH 值范围。pH 值过大或过小,会使微生物酶系统的功能就会减弱,甚至消失。微生物的细胞质是一种胶体溶液,有一定的等电点,当等电点由于 pH 值的变化而发生变化时,微生物的呼吸作用和对营养物质的吸收功能也会发生障碍。通常生活污水中含有一些缓冲物质,能够对 pH 值的变化起到一定的缓冲作用,但这一缓冲作用是有限的,尤其是工业废水,缓冲物质含量较少,而且 pH 值变化幅度较大,所以,在反应器的设计与运行时应重点考虑。

1.3.4 温度

温度对好氧生物处理系统的影响是多方面的,温度的改变,参与净化的微生物的种属与活性以及生化反应速率都将随之而变化。温度一般通过两种方式影响生化反应,一方面温度影响酶反应速率;另一方面温度影响基质向细胞的扩散速率。对好氧生物膜反应器而言,气体转移速率也随温度的变化而变化。由此可见,温度是影响好氧生物处理系统处理效果的又一重要因素。

虽然已发现有些微生物能在极端环境下,如温度达到水的凝固点或沸点,也能存活,但大多数微生物只能在相对较窄的温度范围内发挥作用,在此温度范围内,大多数反应的速率随温度的提高而增加,直至温度上升至使酶失活。根据微生物适应的温度范围可将细菌分为三类:低温菌、中温菌和高温菌。生化反应中主要关注的是中温菌,其在 $10 \sim 35^\circ\text{C}$ 温度范围内生长良好。

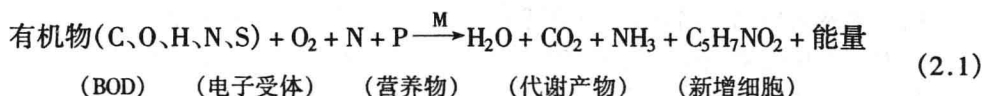
参考文献

- 1 张自杰主编.排水工程(下册).第四版.北京:中国建筑工业出版社,2001
- 2 俞毓馨等.环境工程微生物检测手册.北京:环境科学出版社,1990
- 3 Amalan S. Analysis of factors affecting peaking phenomena in activated sludge oxygen requirements due to diurnal load variations. M. S. Thesis, Clemon University, Clemson, South Carolina, 1992
- 4 Eckenfelder W W, Grau P. Activated Sludge Process Design and Control: Theory and Practice, Technomic Publish-

- ing, Lancaster, Pennsylvania, 1992
- 5 刘雨,王启东. 生物膜增长动力学模型. 北京轻工业学院学报,1997(15):28~31
 - 6 刘雨,赵庆良. 生物膜反应器进出水底物浓度相关性研究. 环境科学,1996,17(4):28~30
 - 7 刘雨,赵庆良,郑兴灿. 生物膜法污水处理技术. 北京:中国建筑工业出版社,2000
 - 8 Pagilla K R, Jenkins D, Kido W H Nocardia control in activated sludge by classifying selectors. Water Environment Research,1996(68):235~239
 - 9 Brindle K, Stephenson T, Semmens M. Enhanced biological treatment of high oxygen demanding wastewater by a membrane bioreactor capable of bubbleless oxygen mass transfer, Proc. Water. Environ. Fed 70th Annu. Conf. Exposition, Chicago, III, 1997
 - 10 Broch D A, Anderson R, Opheim B. Treatment of integrated mill wastewater in moving bed biofilm reactors, Wat. Sci. Technol., 1997,35(2~3): 173~180
 - 12 Chang J, Chudoba P, Capdeville B. Determination of the maintenance requirement of activated sludge. Wat. Sci. Technol., 1993,28:139~142
 - 13 Liu Y. Dynamique de croissance de biofilm nitrifiant applique aux traitement des eaux. PhD. Thesis INSA - Toulouse, France
 - 14 Huang J C, Liu Y. Nitrification of low-level ammonia in water. In: Proc. of 10th International. Wat. Supply. Asso. Conference, Hong Kong, 1996,605~612
 - 15 Liu Y. Estimating minimum fixed biomass concentration and active thickness of nitrifying biofilm. J. Environ. Eng. ASCE., 1997,123:198~202
 - 16 Liu Y. Energy uncoupling in microbial growth under substrate sufficient conditions, Appl. Microbiol. Biotechnol., 1998,5:500~505
 - 17 Moreau M, Liu Y, Capdeville B, et al. Kinetic behaviors of heterotrophic and autotrophic biofilm in wastewater treatment processes, Wat. Sci. Technol., 1994,29:385~391
 - 18 Capdeville B, Nguyen K M. Kinetics and modeling of aerobic and anaerobic film growth. Wat. Sci. Technol., 1990,22:149~170
 - 19 Lazzrova V, and Manem J. Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. Wat. Sci. Technol., 1994,29(10~11):319~327
 - 20 Rouxhet P G, Mozes N. Physical chemistry of the interface between attached Microorganisms and their supports. Wat. Sci. Technol., 1990,22:1~16
 - 21 Mozes N, Marchal F, Hermerse M P, et al. Immobilization of microorganisms by adhesion: Interplay of electrostatic and nonelectrostatic interactions. Biotechnol. Bioeng., 1987,29:439~450
 - 22 Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M Mulder A, et al. Formation of biofilms in a biofilm air-lift suspension reactor. Wat. Sci. Technol., 1992,26(5):647~654
 - 23 De Beer D, Stoodley P, Roe F, et al. Effects of biofilm structures on oxygen distribution and mass transfer. Biotechnol. Bioeng. 1994,36(11):1131~1138
 - 24 Lazarova V, Pierzo V, Fontviell D, et al. Integrated approach for biofilm characterization and biomass activity. Wat. Sci. Technol., 1994,29:345~354
 - 25 C P Lesile Grady, Jr Glen T D, Henry C L. 废水生物处理. 张锡辉, 刘勇弟(译). 北京:化学工业出版社, 2003

第2章 活性污泥法好氧生物处理技术

活性污泥对有机物的分解氧化过程可简单地描述为



由此式可以看出,流入曝气池污水中的有机污染物在曝气池中的氧化分解速率主要取决于溶解氧水平、营养物是否充分及活性污泥的浓度。当 N、P 及一些微量营养元素不足时,可按一定比例适当加入来满足微生物生长需要;若想提高溶解氧含量,可以通过微孔曝气、加压曝气、加入纯氧等手段来实现;可通过投加粉末活性炭、多孔泡沫塑料、聚氨脂泡沫、多孔海绵、形成颗粒污泥等来增加微生物浓度或微生物量。基于上述观点,出现了许多的活性污泥法好氧处理新技术,如强化曝气技术、一体化活性污泥法处理技术(UNITANK 工艺)、AB 工艺、LINPOR 工艺、粉末活性炭活性污泥法(PACT)等。

2.1 强化曝气技术

曝气是污水好氧生化处理系统中最重要的一环,但由于传统的好氧生物处理系统存在着曝气不均匀、传质方式不合理等弊端,导致其处理效率和有机负荷难以提高。在传统曝气过程中,除曝气器附近和气泡强烈搅动的局部外,大部分时间是处于泥水同向流状态,易产生死区,不均匀,不仅造成曝气能量的浪费,而且限制了活性污泥的代谢速率。另外,鼓入曝气池的空气,在无任何约束的条件下自由逸出,导致局部气泡迅速长大快速上升,而且系统中所形成的湍流剪切强度弱,气泡和活性污泥尺寸较大,氧被吸收后难以快速得到补充,使传质处于不利状态,许多已建污水厂难以维持正常运转的主要原因即在于此。因此,对于好氧处理而言,寻找一种高效、低能耗的曝气技术是其应用的关键。现在,一般考虑从提高好氧系统氧分压和改善传质效果两方面来提高和强化系统曝气,提高处理效率,相应地出现了深井曝气、加压曝气和受限曝气等好氧生物处理新技术。

2.1.1 加压曝气

2.1.1.1 加压曝气原理

在好氧生化处理的过程中,微生物新陈代谢所需要的氧气是由曝气过程所提供的,水中的溶解氧浓度越高,微生物所能够得到的氧气越多。根据亨利定律,在常压下,则有

$$\rho = HP$$

式中 ρ ——溶液中溶质气体的质量浓度, mg/L;

H ——溶解系数,与温度有关;

P ——溶质气体在溶液表面的气压。