

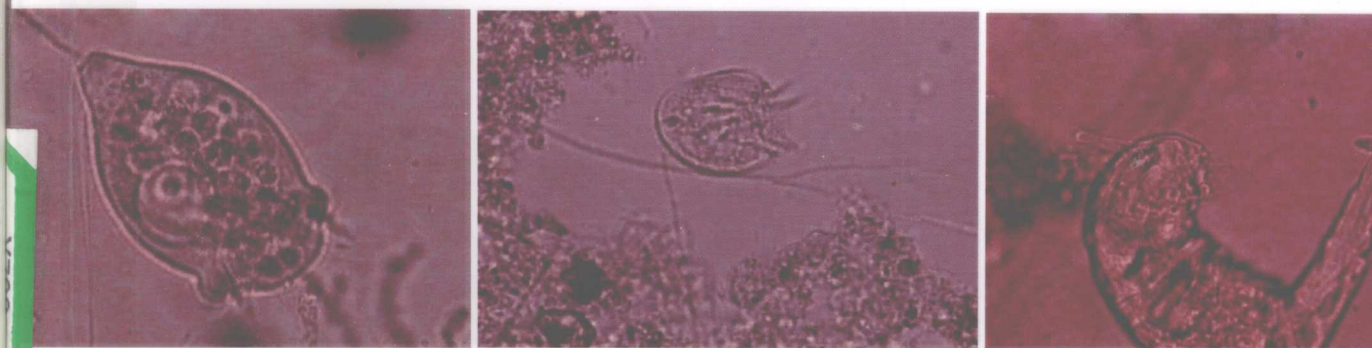
孙培德 宋英琦 王如意 著

活性污泥

动力学模型及数值模拟

导论

**Dynamic Models and
Numerical Simulations for
Activated Sludge Processes**



化学工业出版社

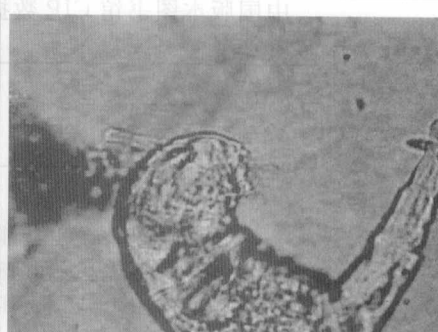
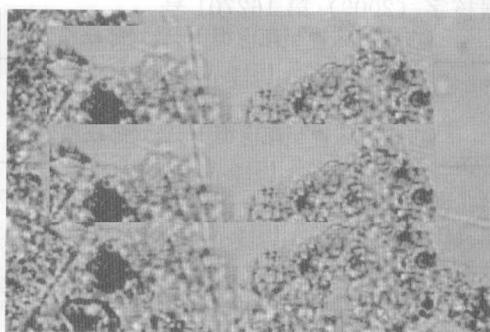
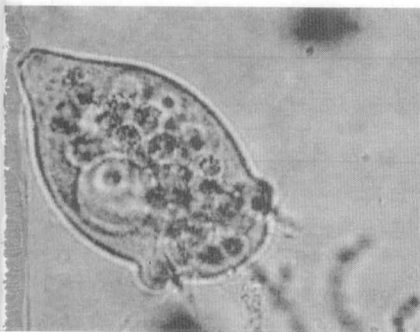
孙培德 宋英琦 王如意 著

活性污泥

动力学模型及数值模拟

导论

Dynamic Models and
Numerical Simulations for
Activated Sludge Processes



化学工业出版社

· 北京 ·

本书共分为 12 章, 主要内容包括: 最新的活性污泥机理及模型研究进展; 污水生物处理基本工艺过程的影响因素和影响机理; 活性污泥系列模型 ASMs 的特点与主要结构; 活性污泥营养物质去除模型; 活性污泥系统多场耦合模型; 模型进水组分与参数的主要测定方法及原理; 模型参数识别的主要方法; A/A/O 污水处理工艺数值模拟及应用; A/O 污水处理工艺数值模拟及应用; “水蚯蚓-微生物共生系统”的特点及其微观机理耦合模型 (T-FCASM); 主要活性污泥数值模拟软件的特点及应用方法; 活性污泥模型机理及仿真应用新进展。

本书可作为高等院校环境科学、环境工程及相关专业研究生的教学用书, 也可供本科生教学以及环境工程、市政工程技术人员、科研人员、管理人员阅读使用。

图书在版编目 (CIP) 数据

活性污泥动力学模型及数值模拟导论/孙培德, 宋英琦, 王如意著. —北京: 化学工业出版社, 2009. 11

ISBN 978-7-122-06666-4

I. 活… II. ①孙…②宋…③王… III. 活性污泥处理-动力学-数学模型-研究 IV. X703

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2009) 第 162701 号

责任编辑: 刘兴春

责任校对: 吴 静

文字编辑: 荣世芳

装帧设计: 韩 飞

出版发行: 化学工业出版社 (北京市东城区青年湖南街 13 号 邮政编码 100011)

印 刷: 北京云浩印刷有限责任公司

装 订: 三河市万龙印装有限公司

787mm×1092mm 1/16 印张 16½ 字数 438 千字 2010 年 1 月北京第 1 版第 1 次印刷

购书咨询: 010-64518888 (传真: 010-64519686) 售后服务: 010-64518899

网 址: <http://www.cip.com.cn>

凡购买本书, 如有缺损质量问题, 本社销售中心负责调换。

定 价: 58.00 元

版权所有 违者必究



前 言

活性污泥法污水厂工艺模型化技术对污水处理工艺设计和优化运行研究具有重要的理论和实际意义。活性污泥系统生物去除碳、氮、磷的调控机理及其模型化研究是当今国际水协(IWA)污水生物处理设计与运行数学模型课题组的前沿性基础课题。

浙江工商大学孙培德教授领导的水污染模拟与控制技术课题组长期从事活性污泥系统生物转化机理与数学模型化及控制技术研究,近年来取得较显著的成绩。基于国际水协的ASM_s系列模型,课题组提出了活性污泥系统不同菌群相互作用机制的生物转化理论,实现了八大菌群分别对污水中碳、氮、磷生物转化过程的细观机理描述,建立了全耦合活性污泥模型(FCASM_s);将生物模型与水力场、温度场模型耦合,建立了FCASM₃-Hydro-Temp耦合模型,既可体现生物场与环境场间的相互作用机制,又具有时空分布的模型特征,并对FCASM_s及其多场耦合模型进行了大规模的工程验证及其应用研究。课题组近期开展了活性污泥系统生物营养物质去除机理与数学模型化若干研究课题,包括将模型的研究成果应用于“水蚯蚓-微生物共生系统”数值模拟与工艺优化研究工作中,取得了一定进展。

本书集成了孙培德教授及其课题组多年的研究成果,系统深入地阐述了FCASM_s模型的建立、验证及应用方法,综合国内外研究动态全面介绍了活性污泥法污染物质去除机理、模型化研究进展以及各模型的特点,旨在使广大有兴趣的读者对活性污泥模型有系统性的了解和把握,可为本领域研究者提供参考。

全书共分为12章。第1章主要概述了最新的活性污泥机理及模型研究进展;第2章深入介绍了生物处理系统的有机物转化过程、硝化过程、反硝化过程、生物除磷过程以及厌氧过程主要影响因素和影响机理;第3章介绍了目前国际水协的活性污泥系列模型ASM_s的特点与主要结构;第4章介绍了国际上广泛应用的机理模型,尤其是最新研究成果——全耦合活性污泥模型(FCASM_s)的主要特征和过程结构;第5章介绍了国际上最新的活性污泥系统多场耦合模型(如:FCASM₃-Hydro-Temp耦合模型)及该类型模型的建立原理和方法;第6章介绍了模型组分与参数的主要测定方法及原理;第7章结合FCASM₃模型介绍了当前模型参数识别的主要方法;第8章介绍了FCASM_s模型在A/A/O工艺的应用方法及应用成果;第9章介绍了FCASM_s模型在A/O工艺的应用方法及应用成果;第10章介绍了“水蚯蚓-微生物共生系统”的特点及其细观机理耦合模型(T-FCASM)的建立方法及应用;第11章介绍了目前应用的主要活性污泥数值模拟软件的特点及应用方法;第12章活性污泥模型机理及其应用新进展对当前主要研究工作进行了总结,并提出进一步展望。

本书由浙江工商大学环境科学与工程学院孙培德教授著,学术骨干宋英琦、王如意参加了相关课题研究并参与了著作的部分撰写工作,同时感谢浙江省自然科学基金重点项目(Z507721)的支持。这是一本凝结着本课题组集体智慧的学术研究成果。

本书可作为高等院校环境科学与环境工程、市政工程及相关专业研究生的教学用书,也可供本科生教学以及科研工作参考使用。

由于著者水平有限,加以时间仓促,书中疏漏之处在所难免,恳请读者批评指正。

著者

2009年6月于浙江工商大学

目 录

1 概论	1
1.1 引言	1
1.2 活性污泥法生物去除机理研究进展	1
1.2.1 有机物质生物去除机理	1
1.2.2 生物脱氮机理	3
1.2.3 生物除磷机理	4
1.3 活性污泥法生物场数学模型	5
1.3.1 传统活性污泥法生物动力学模型	5
1.3.2 活性污泥法结构化模型研究进展	7
1.4 活性污泥反应器水力学模型	12
1.4.1 理想流动模型	12
1.4.2 非理想流动模型	13
1.5 活性污泥法温度场模型研究进展	14
1.6 活性污泥法多场耦合模型	15
1.6.1 生物场-水力场耦合模型	15
1.6.2 生物场-水力场-温度场耦合模型	16
1.6.3 生物场-物化场耦合模型	16
1.7 二沉池模型研究进展	16
1.7.1 一维沉淀模型	17
1.7.2 二维、三维模型	17
1.7.3 改进的沉淀池模型	17
1.8 活性污泥法数学模型建立概述	18
1.8.1 数学模型的定义和特征	18
1.8.2 数学模型分类	18
1.8.3 活性污泥系统模拟的一般方法	19
1.9 讨论与小结	20
参考文献	21
2 污水生物处理的基本工艺过程	29
2.1 生物处理系统的生物学	29
2.1.1 生物种群	29
2.1.2 选择作用	30
2.2 生物处理系统中的转化过程	32
2.2.1 生物增长	33
2.2.2 水解过程	33
2.2.3 衰减过程	34
2.3 有机物的好氧异养转化	34
2.3.1 好氧异养转化的反应过程	34
2.3.2 好氧异养转化的产率系数	35
2.3.3 好氧异养转化中的营养物	36
2.3.4 好氧异养转化的动力学	36
2.3.5 异养微生物的好氧转化	37
2.3.6 环境因素对好氧异养转化的影响	37
2.4 硝化过程	40
2.4.1 硝化反应	40
2.4.2 碱度	41
2.4.3 硝化动力学	41
2.4.4 环境因素对硝化的影响	41
2.5 反硝化过程	45
2.5.1 反硝化反应	45
2.5.2 反硝化的产率系数	45
2.5.3 营养物	46
2.5.4 碱度	46
2.5.5 反硝化动力学	46
2.5.6 环境因素对反硝化的影响	46
2.6 生物除磷过程	48
2.6.1 生物除磷反应	48
2.6.2 生物除磷的产率系数	49
2.6.3 碱度	49
2.6.4 生物除磷动力学	49
2.6.5 生物除磷的环境因素	50
2.7 厌氧过程	51
2.7.1 厌氧反应	51
2.7.2 厌氧过程的产率系数	52
2.7.3 厌氧过程中的有机物	53
2.7.4 厌氧过程中的碱度	53
2.7.5 厌氧过程的动力学	53
2.7.6 产气过程	53
2.7.7 厌氧过程的环境影响因素	54
2.8 讨论与小结	55
参考文献	55

3 活性污泥基本动力学模型	57
3.1 概述.....	57
3.1.1 活性污泥模型概述.....	57
3.1.2 活性污泥模型格式与符号.....	58
3.2 ASM1 模型.....	59
3.2.1 ASM1 模型概述.....	59
3.2.2 ASM1 模型矩阵.....	60
3.3 ASM2 模型.....	62
3.3.1 ASM2 模型概述.....	62
3.3.2 ASM2 模型矩阵.....	62
3.4 ASM2d 模型.....	65
3.4.1 ASM2d 模型概述.....	65
3.4.2 ASM2d 模型矩阵.....	66
3.5 ASM3 模型.....	69
3.5.1 ASM3 模型概述.....	69
3.5.2 ASM3 模型矩阵.....	70
3.6 讨论与小结.....	73
参考文献.....	73
4 活性污泥营养物质去除模型	75
4.1 概述.....	75
4.2 UCTPHO 模型.....	75
4.2.1 模型概述.....	75
4.2.2 模型动力学和化学计量学.....	76
4.3 B&D 模型.....	81
4.3.1 模型概述.....	81
4.3.2 模型动力学和化学计量学.....	83
4.4 TUDP 模型.....	90
4.4.1 模型概述.....	90
4.4.2 模型动力学和化学计量学.....	90
4.5 ASM3 Bio-P 模型.....	92
4.5.1 模型概述.....	92
4.5.2 模型动力学和化学计量学.....	92
4.6 两步硝化模型.....	96
4.6.1 模型概述.....	96
4.6.2 模型动力学与化学计量学.....	96
4.7 BNRM1 模型.....	100
4.7.1 模型概述.....	100
4.7.2 模型动力学与化学计量学.....	100
4.8 活性污泥全耦合模型 FCASMs.....	104
4.8.1 模型概述.....	104
4.8.2 FCASM2 模型.....	104
4.8.3 FCASM3 模型.....	111
4.9 讨论与小结.....	129
参考文献.....	129
5 活性污泥系统多场耦合模型	131
5.1 概述.....	131
5.2 生物场-水力场耦合模型.....	131
5.2.1 Lee 模型.....	131
5.2.2 FCASM2-Hydro 耦合模型.....	132
5.3 生物场-水力场-温度场耦合模型.....	135
5.3.1 General 模型.....	135
5.3.2 FCASM3-Hydro-Temp 耦合模型.....	138
5.4 讨论与小结.....	141
参考文献.....	141
6 模型进水组分与参数测定	143
6.1 概述.....	143
6.2 污水常规水质指标测定方法简介.....	143
6.2.1 有机组分的测定.....	143
6.2.2 氮的测定.....	149
6.2.3 磷酸盐的测定.....	150
6.3 呼吸实验原理与测量技术.....	151
6.3.1 呼吸实验原理.....	151
6.3.2 电解质呼吸仪.....	151
6.3.3 测量液相中溶解氧浓度的呼吸测量技术.....	152
6.4 模型主要动力学参数的测定.....	154
6.4.1 异养菌衰减系数 b_H 的测定.....	154
6.4.2 异养菌最大比增长速率 μ_{mH} 的测定.....	155
6.4.3 自养菌最大比增长速率 μ_{mA} 的测定.....	156
6.5 讨论与小结.....	157
参考文献.....	158
7 模型参数识别	159
7.1 概述.....	159
7.2 专家法.....	159
7.3 过程工程法.....	159
7.4 灵敏度分析法.....	160

7.5 其它数学方法	162	参考文献	162
7.6 讨论与小结	162		
8 A/A/O 污水处理工艺数值模拟及应用	163		
8.1 概述	163	8.4.1 数值模拟方法	167
8.2 A/A/O 污水处理系统的工艺简介	163	8.4.2 数值模拟结果分析	169
8.3 A/A/O 污水处理系统的 FCASM3- Hydro-Temp 耦合模型	164	8.5 A/A/O 污水处理工艺的优化分析	183
8.3.1 A/A/O 工艺 FCASM3-Hydro- Temp 耦合模型假设	164	8.5.1 A/A/O 工艺参数优化分析	183
8.3.2 A/A/O 工艺 FCASM3-Hydro- Temp 耦合模型建立	164	8.5.2 A/A/O 工艺水力条件影响 分析	188
8.4 A/A/O 污水处理工艺的可视化 模拟	167	8.5.3 A/A/O 工艺水温影响分析	192
		8.6 讨论与小结	195
		参考文献	195
9 A/O 污水处理工艺数值模拟及应用	197		
9.1 概述	197	耦合模型建立	198
9.2 A/O 污水处理系统的工艺简介	197	9.4 A/O 污水处理工艺的可视化模拟	199
9.3 A/O 污水处理系统的 FCASM3- Hydro 耦合模型	198	9.4.1 数值模拟方法	199
9.3.1 A/O 工艺 FCASM3-Hydro 耦合模型假设	198	9.4.2 数值模拟结果分析	199
9.3.2 A/O 工艺 FCASM3-Hydro		9.5 A/O 污水处理工艺的优化分析	204
		9.6 讨论与小结	208
		参考文献	209
10 水蚯蚓-微生物共生系统细观机理耦合模型	211		
10.1 概述	211	建立	217
10.2 水蚯蚓-微生物共生系统细观机理 耦合模型	212	10.3.2 T-FCASM-Hydro 耦合模型 校验	219
10.2.1 模型假设	212	10.4 水蚯蚓微生物生物场-水力场耦合 模型应用	220
10.2.2 “水蚯蚓-微生物共生系统” 细观机理模型建立	212	10.4.1 新型氧化沟工艺数值模拟 应用	220
10.2.3 “水蚯蚓-微生物共生系统” 细观机理耦合模型校验	216	10.4.2 交替 SBR 工艺数值模拟应用	228
10.3 “水蚯蚓-微生物共生系统”生物场- 水力场耦合模型	217	10.4.3 Unitank 工艺数值模拟应用	230
10.3.1 T-FCASM-Hydro 耦合模型		10.5 讨论与小结	236
		参考文献	236
11 活性污泥污水处理厂数值模拟软件应用	239		
11.1 概述	239	11.2.4 SIMBA 软件	247
11.2 模型软件介绍	239	11.2.5 WEST 软件	248
11.2.1 SSSP 软件	239	11.2.6 DESASS 软件及其它	249
11.2.2 EFOR 软件	242	11.3 讨论与小结	251
11.2.3 GPS-X 软件	246	参考文献	252
12 活性污泥模型机理及仿真应用新进展	253		
12.1 活性污泥机理研究新进展	253	12.3 活性污泥仿真应用新进展	255
12.2 活性污泥机理模型新进展	254	参考文献	255



概 论

1.1 引言

全球性水污染问题已是人类面临的主要问题之一，它对人类生存和社会经济发展构成越来越严重的威胁。防治水环境污染，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。我国对环境治理也越来越重视，并把环境保护具体计划提上日程。国务院总理温家宝在第十届全国人大五次会议上做政府工作报告时提出，要大力抓好节能降耗、保护环境工作。由于我国地表水体污染主要是由工业废水和城市生活污水的排放所造成的，污水处理厂的建设成为改善我国水环境的重要措施之一。活性污泥法通过近百年的发展已成为我国城市污水处理厂最为广泛使用的方法之一^[1]。

然而，如何合理实现污水处理厂工艺设计，优化运行管理，在保证出水水质的条件下减少运行费用，降低资源的浪费，提高能源利用率是顺应我国当前保护城市环境、节能降耗发展要求的一项重要课题。以数学模型为基础的模拟与控制是实现这一目标的有效手段，准确、贴近实际的机理模型又是基础保证。数学模型能够较全面地描述复杂系统内的多种生物反应过程，不仅可以预测污水处理厂的出水情况，同时又能分析污水处理厂的运行状况，辅助工艺选择、方案确定、管理与指导污水厂的操作与运行，实现污水处理厂的最优化设计与节能运行管理。

活性污泥系统的模型化对水处理设计和研究具有重要的意义。活性污泥系统生物去除有机碳、氮、磷及其调控机理模型研究是当今国际水协（IWA）污水生物处理设计与运行数学模型课题组的前沿性基础课题，该研究成果可以应用于污水处理厂运行的优化和节能降耗的技术。

1.2 活性污泥法生物去除机理研究进展

1.2.1 有机物质生物去除机理

活性污泥法产生以后，人们纷纷开展了有关机理的研究和探讨。从 19 世纪 20 年代开始，出现了很多活性污泥法对污水中有机物质去除机理的理论假设。Arden 和 Lockett 等人的初期研究^[2]中认识到物理、化学和生物过程对有机物的去除均起到了不同程度的作用。现已被证实的理论如絮凝理论、吸附理论、胶体理论、微生物理论、酶化学理论等都可以对

这些假设进行解释。虽然早期吸附理论在一段时间内占据主导地位,但在1923年, Buswell 和 Long 等人^[3]就提出了生物去除机理。他们认为活性污泥是由各种胶集的丝状和单细胞细菌及其它生物组成,微生物通过对污染物的摄取和同化来完成污水中有机污染物的转化过程。他们的理论后来得到了广泛的接受,至今仍未受到本质上的质疑。McKee 和 Fair 等人于1942年提出污染物质的去除是由相互区别但又相互联系的物理过程和生物过程组成的^[4]。

就生物机理而言,有机物质的去除是多个机理作用的结果。

(1) 维持理论

早在1898年, Duleaux^[5]就在理论上提出,基质的消耗是用于生物的生长和维持作用。50年之后, Monod (1950)^[6]第一次在实验的基础上证明了基质与微生物生长速率的关系。1965年, Pirt 的实验结果进一步证实了维持理论^[7]。

(2) 贮存-代谢理论

早在半个世纪之前,已经有人开始关注微生物能积聚胞内贮存物质的现象并做了相关的报道 (Stanier 等, 1959年^[8]; Zevenhuizen 和 Ebbink, 1974年^[9]; Chudoba 等, 1973年^[10]; Van den Eijnde 等, 1984年^[11])。但这些报道都没有引起对活性污泥工艺中贮存过程的足够重视,只是普遍接受胞内贮存物对生物除磷过程起着重要作用 (Wentzel 等, 1986年^[12]; Satoh 等, 1992年^[13])。

Cliff 和 Andrews 等人经试验测定发现,并非所有被结合到生物絮体中的底物都转化为细胞物质,其中有一部分是以贮存物质的形式存在。转移过程可能通过生物絮体的捕集、黏附等严格的物理过程实现,然后被活性生物体吸附和吸收而成为贮存物质,逐渐通过生长过程被降解利用^[14]。

荷兰代尔夫特工业大学 (Delft University) 的 Van Loosdrecht 等人充分意识到了活性污泥工艺中贮存物质的重要性,并在这方面做了一系列大量的研究 (Van Loosdrecht 等, 1997年^[15]; Krishna 和 Van Loosdrecht, 1999年^[16,17]; Dircks 和 Henze 等, 2001年^[18]; Carta 和 Beun 等, 2001年^[19]; Beun 和 Dircks 等, 2002年^[20]; Martins 和 Heijnen 等, 2003年^[21])。他们认为微生物在非连续供应基质的情况下能吸收胞外基质贮存在体内,当外界基质缺乏时就能利用这些胞内物质进行生长和内源呼吸。

(3) 内源呼吸理论

1953年, Porges 等^[22]发现微生物在无基质存在情况下也能消耗氧气。他们提出内源呼吸理论,也就是微生物依赖自身组织进行氧化作用。1958年, Herber 在同样发现的基础上提出了微生物生长与内源呼吸表达式^[23]。由于它与 Pirt 所提出的表达式很相似,所以就被命名为 Herbert-Pirt 方程。1962年 Dawes 和 Ribbon 进一步阐述内源呼吸理论。经过一系列的实验研究,他们认为无外在基质时,微生物内源呼吸实质是消耗胞内贮存物如糖源及聚羟基脂肪酸 (PHA) 以达到维持的目的^[24]。

(4) 存活-非存活理论

存活-非存活细胞代谢理论是由 Jones 于1973年提出的^[25]。该理论认为活性污泥系统中的微生物大都处于静止生长或内源呼吸阶段,细胞自溶和丧失存活力的现象极为普遍。存活力并非生物活性的先决条件,生物活性可因细胞破裂、酶的溢出而得到增强,相当大程度的生物活性是由这些非存活细胞提供的。非存活细胞的代谢作用使有机物的降解可以在不伴随微生物量增加的情况下发生。

(5) 死亡-再生理论

Kountz 和 Forney (1959)^[26]、Mckinney (1960)^[27]、Washington 和 Symons (1962)^[28]都在各自的研究基础上提出了死亡-再生理论,认为微生物增殖过程是微生物先衰亡,然后

细胞的衰亡产物被微生物的生长所利用。1974年, Grady 和 Roper 提出微生物的衰亡包括死亡和溶菌两个过程, 可以同时或先后发生^[29]。1980年, Dold 等人就以死亡-再生理论为基础建立了活性污泥模型, 同时他们意识到维持或内源呼吸也可能起到作用^[30]。

时至今日, 仍没有实验可以证明哪一种理论占绝对优势。图 1-1 为各种理论的过程示意^[31,32]。

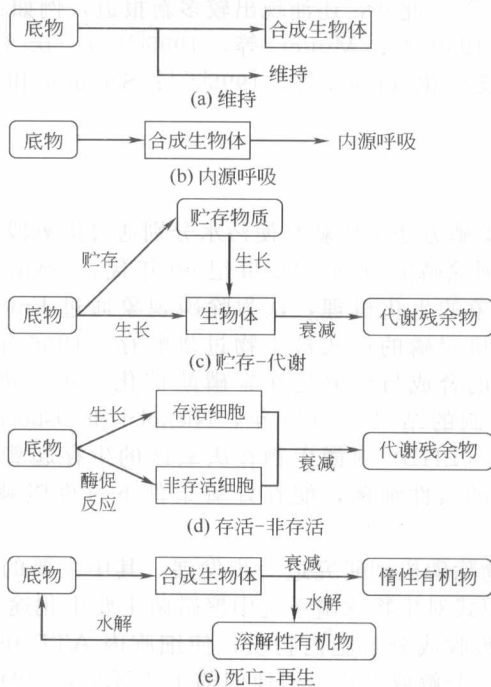


图 1-1 有机物生物去除理论过程示意

1.2.2 生物脱氮机理

脱氮是当今污水处理中的一项重要内容。早在 19 世纪末就首次报道了有关微生物氨氧化 (1890)^[33] 以及硝酸盐或亚硝酸盐的还原作用 (1892)^[34]。20 世纪初 Kluver、Donder (1926)^[35] 以及 Beijerinck、Minkman (1910)^[36] 分别提出了硝化和反硝化概念, 之后它们得到了全面的发展, 成为公认的常规脱氮理论, 其氮的转化过程如图 1-2 所示^[33,37]。

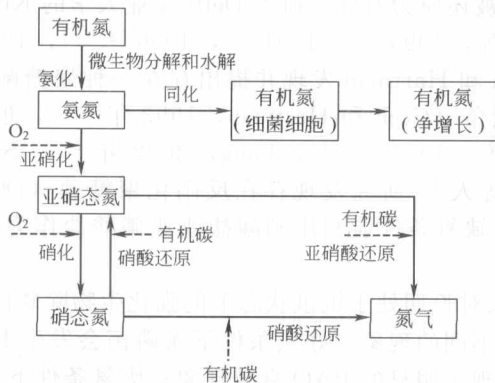


图 1-2 污水生物处理系统中氮的转化

尽管对于有关微生物的研究长达一个世纪,但是有关氮转化的争论和推测报道仍然不断出现。早在1975年,Voets等^[38]在处理高浓度氨氮废水的研究中,发现了硝化过程中 NO_2^- -N积累的现象,首次提出了短程硝化反硝化生物脱氮的概念。其基本原理是将氨氮氧化控制在亚硝化阶段,然后通过反硝化作用将亚硝酸氮还原为氮气,经 NH_4^+ -N \rightarrow NO_2^- -N \rightarrow N_2 这样的途径完成。短程硝化反硝化因具有时间短、耗能低、泥量少等优点,引起了国内外有关学者的关注^[39~42]。此外,还涌现出较多新报道,例如:好氧反硝化和异养硝化(Robertson和Kuenen,1990^[43];Muller等,1995^[44])、厌氧氨氧化(Mulder等,1995^[44])、硝化自养菌的反硝化(Bock等,1995^[45];Schmidt和Bock,1997^[46])以及同步反硝化理论^[47]等。

1.2.3 生物除磷机理

传统的活性污泥生物除磷方法主要就是使污水分别通过厌氧段和好氧段,利用厌氧释磷和好氧大量吸磷的过程达到除磷的目的。20世纪60年代,Levin和Shapiro首次提出一种描述污水生物过度除磷现象的生化机理,认为除磷现象通过Emden-Meyerhof途径和三羧循环实现,同时以长链无机聚磷的形式被生物过量贮存。1966年,Harold提出了Harold假说,认为微生物对聚磷的合成与分解是在聚磷酶催化作用下进行的,而且聚磷产生有可能是微生物受到厌氧抑制的结果。1979年,Nichols和Osborn发展了Harold的假说,同时还发现聚 β -羟基丁酸(PHB)对微生物在厌氧区的生存起着重要作用^[48]。之后,人们逐渐发现存在一类特殊的兼性细菌,能在好氧条件下过度吸磷,并将之命名为聚磷菌(PAO)。

20世纪80年代,生物除磷机理研究进一步发展,其中主要的就是Comeau/Wentzel模式和Mino模式,这两种模式对生物除磷系统中聚磷菌主要生化途径的描述是一致的。聚磷菌在厌氧或好氧条件下,吸收或分解胞内物质,使细胞内ATP和ADP的质量比下降或增加,从而引起聚磷酸盐发生分解或合成。但他们的主要区别是PAO能否在厌氧条件下利用糖原为乙酸转化成PHB提供还原力^[49]。

20世纪90年代以后人们不仅逐渐开始以葡萄糖作为主要基质的相关研究(Carucci等,1999年^[50];Jeon等,2000年^[51];Wang等,2002年^[52]),而且更关注系统中其它菌种的存在对除磷的影响,提出了反硝化除磷菌和聚糖菌。随着人们对聚磷菌自身对硝酸盐作用的思考和研究,从20世纪80年代后期开始逐渐发现存在着反硝化除磷菌(DPB)(Gerber等,1987^[53];Comeau等,1987^[54];Kern-Jespersen和Henz,1993^[55])。DPB在缺氧(无氧气但有硝态氮)条件下,能利用硝态氮作为电子受体,同好氧状态一样产生吸磷的作用。在吸磷的同时硝酸盐被还原为氮气。荷兰Delft工业大学的Kuba等人对DPB做了一系列的研究工作(Kuba等,1993^[56],1994^[57],1996^[58~60],1997^[61];Wachtmeister和Kuba等,1997^[62])。Cech和Hartman发现并提出存在一种聚糖菌(GAO)能与聚磷酸菌发生厌氧有机碳积累的竞争(Cech和Hartman,1993年^[63]),但这种GAOs抑制模式也存在很大的争议(Liu等,1996年^[64];Fang,2002年^[65];Suguru Okunuki等,2004年^[66])。2003年,Zeng等人^[67]研究发现存在反硝化聚糖菌(DGAO),在厌氧阶段发生着与聚糖菌相似的过程,缺氧条件能利用硝酸盐或亚硝酸盐作为电子受体进行PHA的氧化作用。

Lopez(2006)^[68]等人对长期处于饥饿状态下的强化生物除磷内源过程的研究结果表明,好氧和厌氧条件下出现了不同的现象:好氧条件下聚磷菌会发生PHA、糖原和聚磷的先后利用以维持细胞,同时出现了明显的PAO衰减现象;厌氧条件下发生聚磷和糖原的先后分解以维持能量的需要。但是在整个实验过程中磷的吸收和释放、MLVSS浓度和损坏的细胞

数等仍是一个常数。结论认为,糖原的分解是经由“3HV 发酵”过程转化成 PHA 的,应该用不同的机理和模型描述强化生物除磷系统中好氧和厌氧条件下的内源过程。Lopez-Vazquez 等人 (2006)^[69] 及 Filipe (2001)^[70]、Zeng (2003)^[71] 的研究均提出聚糖菌能在厌氧条件下发生糖原水解成 PHB 和 PHV 的作用以达到维持的目的。

1.3 活性污泥法生物场数学模型

1.3.1 传统活性污泥法生物动力学模型

1.3.1.1 Monod 模型

1942 年, Monod 发现均衡生长的细菌的生长曲线与活性酶催化的生化反应曲线类似^[72], 1949 年发表了在静态反应器中经过系统研究得出的 Monod 模型^[73], 它在形式上与酶动力学的 Michaelis-Menten 方程^[74]一致, 具体表达式如下:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (1-1)$$

式中, μ_{\max} 为最大比生长速度; K_s 为半饱和常数。

许多研究表明, 这两个系数随着细胞的代谢状况而不断变化。半饱和和速率常数 K_s 的值其实是几个过程综合动力学常数的表达形式, 其值的测定没有直接的方法。表征微生物生长特性的主要参数最大比生长速率, 几乎是研究微生物所必测的参数, 但是, 它又受到微生物生长环境和条件的影响。所以, 通过各种方法来对 Monod 方程中的参数进行估计是活性污泥法模型研究过程中很重要和复杂的一部分, 许多研究者对此展开了探讨 (Holmbeg, 1982 年^[75]; Vialars 等, 1985 年^[76]; Ratkowsky, 1986 年^[77]; Derco 等, 1990 年^[78])。

Monod 模型是对单一底物纯菌种培养的纯经验表达式。它将细胞看成整体, 不考虑细胞的个体区别 (分隔性) 和内部结构差别 (结构性)。以 Monod 方程为基础的污染物质降解动力学模型原则上需要满足以下 3 个条件: (a) 微生物以单一污染物质作为基质; (b) 微生物处于平衡生长状态; (c) 在降解和生长过程中没有毒性物质存在。

显然, 大多数微生物处理系统并不符合这样的条件。实际处理工程中存在多种污染物质, 有可能包含有毒物质或分解产生中间毒性物质, 并且微生物往往不能够得到平衡生长。因此, 这些条件的忽视都可能导致 Monod 模型应用失败^[79]。

正是由于污水系统中污染物质的复杂性, 而简单的 Monod 方程又不能描述这种复杂情形, 于是提出了微生物在混合基质条件下生长的综合模型。根据微生物对同时存在的基质的利用方式, 分为以下几种模式^[79]。

① 微生物同时利用几种基质:

$$\mu = \mu_{\max} \prod_{i=1}^n \frac{C_i}{K_i + C_i} \quad (1-2)$$

② 微生物分别利用数种基质:

$$\mu = \mu_{\max} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{K_i + C_i} \quad (1-3)$$

③ 一种基质被同时用作多种用途时:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{C^\lambda}{K^n + C^\lambda} \quad (1-4)$$

其中, 第一种模式在污水处理领域受到了广泛的应用, 像 ASM_s 模型以及其后的大部

分模型都是基于这种模式建立的。

1.3.1.2 Eckenfelder 模型

该模型是 Eckenfelder 对间歇试验反应器内微生物的生长情况进行观察后于 1955 年提出的^[80]。Eckenfelder 模型将底物的降解和生物的增殖分为高底物浓度和低底物浓度两相而分别采用不同的数学模式^[81]。

高底物浓度时, 污泥处于对数增长阶段, 生物增殖速度与残存的底物浓度无关, 只受微生物自身生理机能的限制, 故与活性污泥浓度呈一级反应:

$$\frac{dX}{dt} = K_1 X \quad (1-5)$$

低底物浓度时, 污泥处于生长率下降阶段, 底物的降解速率被残存的底物浓度控制, 故与底物浓度呈一级反应:

$$\frac{dS}{dt} = -K_2 X S \quad (1-6)$$

1.3.1.3 Mc Kinney 模型

Mc Kinney 在 1962 年发表的文章中建立了有机物的代谢、微生物的增殖和氧的消耗三者之间的关系^[82]。Mc Kinney 模型首先是根据完全混合活性污泥法提出来的, 尔后又根据推流式曝气池的特点, 把这些公式修改后用于推流式曝气池。它包括用于无回流的完全混合法、有回流的完全混合法和推流式三组公式, 每一组又分别包括出流水质、污泥浓度和耗氧等若干个公式。

与 Eckenfelder 模型相比, Mc Kinney 模型忽略了微生物浓度对基质去除速率的影响。该模型认为活性污泥反应器内与微生物浓度相比, 属低基质浓度, 微生物处于生长率下降阶段, 代谢过程为基质浓度所控制, 遵循一级反应动力学。下式为 MC Kinney 的基本公式:

$$\frac{dF}{dt} = -K_m F \quad (1-7)$$

式中, F 为残存的基质浓度, 以 BOD_5 表示, mg/L 。

Mc Kinney 认为在可代谢有机物的有氧代谢过程中, 有机物的氧化、微生物的生成和内源代谢三者同时存在, 相互关联。内源呼吸贯穿于微生物的整个生命期, 而并不仅仅在内源呼吸阶段才存在。因此, 生物量的净变化速率为因增殖和内源呼吸两者引起的综合变化结果^[81]。

同时, Mc Kinney 还首次提出活性物质的概念, 认为活性污泥中只有部分具有活性的微生物对基质降解起作用。他将活性污泥混合液划分成四种组分: 活的细胞、内源呼吸后的不可生物降解有机物、废水入流带入并在活性污泥中积累的不可生物降解有机物以及废水入流带入并在活性污泥中积累的无机悬浮固体^[83]。这一概念的提出, 为活性污泥模型的研究拓宽了思路, 它较早地将结构化的方法应用于研究含碳物质的转化过程。

1.3.1.4 Lawrence-McCarty 模型

Lawrence 和 McCarty 于 1970 年提出了 Lawrence-McCarty 模型^[84], 一般认为 Lawrence-McCarty 模型最先将 Monod 方程引入废水生物处理领域。它的特点是强调了生物固体停留时间这一参数的重要性及其在设计、运行中的意义, 并建立了它与微生物增殖、底物同化、过程效率等方面的基本关系。Lawrence-McCarty 模型与 Mc Kinney 模型一样, 也是首先根据完全混合活性污泥法提出, 尔后又将其应用于推流系统中。

Lawrence-McCarty 模型用微生物增殖和底物的利用两个基本的方程式表示。第一个基本方程式叙述微生物的净增殖速率与底物利用之间的关系:

$$\frac{dX}{dt} = Y_T \left(\frac{dS}{dt} \right) - K_d X \quad (1-8)$$

式中, $Y_T \left(\frac{dS}{dt} \right)$ 为生物增长速率; $-K_d X$ 为内源呼吸引起的生物量减少速率。

第二个基本方程式叙述底物利用率与曝气池中微生物浓度、微生物周围的底物浓度之间的关系, 这个方程式和 Monod 模型基本相似。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kXS}{K_s + S} \quad (1-9)$$

式中, k 为单位生物量的最大底物利用率^[81]。

Lawrence 和 McCarty 将这两个基本方程式应用于完全混合反应系统, 推导出了三个导出方程:

$$S_e = \frac{K_s(1+K_d\theta_c)}{\theta_c(Y_T\mu_{\max} - K_d) - 1} \quad (1-10)$$

$$X_a = \frac{\theta_c}{t} \times \frac{Y_T(S_0 - S_e)}{(1+K_d\theta_c)} \quad (1-11)$$

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{Q}{V} \left(1 + R - R \frac{X_r}{X_a} \right) \quad (1-12)$$

1.3.1.5 模型的局限

Eckenfelder 模型、Mc Kinney 模型和 Lawrence-McCarty 模型的建立是基于以下几点假设: (a) 反应在稳态条件下进行, 即整个反应器中的微生物浓度不随时间变化, 进水基质浓度也不随时间变化; (b) 反应器全混, 微生物和底物的浓度不随位置变化; (c) 反应系统只有两种组分, 即微生物和以 BOD₅ 或 COD 指标表示的底物^[85]; (d) 进入反应器的废水中的基质均为溶解性的, 也不含微生物体^[86]。

这些基于平衡态的模型丢失了大量不同平衡生长状态间的瞬变过程信息, 当应用到实际活性污泥处理系统时就遇到以下几个问题: (a) 不能解释和描述废水处理中常见的有机物“快速去除”现象; (b) 不能很好地预测实际中观察到的底物浓度增加时微生物增长速度变化的滞后效应; (c) 不能解释和描述出水底物浓度随进水浓度变化的现象^[87]。

因此, 只注重稳态特性的研究方法是造成传统模型局限性的重要原因。它们无法精确地模拟废水处理中氧利用的动态变化, 不能很好地描述活性污泥系统的动态特性。

1.3.2 活性污泥法结构化模型研究进展

1.3.2.1 含碳有机物去除模型研究进展

(1) Andrews 模型

Andrews 模型是由美国的 Andrews 提出的^[88~90], 它是最早提出的结构化模型之一。该模型引入底物在生物絮体中的贮存机理, 提出了贮存-代谢理论, 将生物量划分为活性物质、贮存物质和惰性物质。同时, 又区别了溶解和非溶解性底物, 认为非溶解性有机物和部分溶解性有机物首先被生物絮体快速吸附, 以胞内贮存物 X_{STO} 的形式被贮存, 然后再被微生物利用 [图 1-1(c)]。贮存-代谢机理的引入合理解释了有机物的“快速去除”现象, 很好地预测了实际中观察到的底物浓度增加时微生物增长速度变化的滞后现象和耗氧速率的动态变化。

(2) WRc 模型

WRc 模型是英国水研究中心 (Water Research Center) 提出的。该模型引入了存活-非存活理论 [图 1-1(d)], 以此解释在采用 Monod 方程描述废水生物处理过程时导致细胞浓度预测值偏高的原因^[91]。

(3) 模型局限

Andrews 模型和 WRc 模型分别运用不同的机理解释了传统模型无法解释的某些现象,但这类模型仍存在 2 个主要问题^[92]: (a) 微生物衰减按内源呼吸理论来描述,未考虑代谢残余物的再利用; (b) 只描述了废水中含碳有机物的去除过程,无法模拟预测氮和磷的降解。

1.3.2.2 含碳有机物及氮的去除模型研究进展 (单步硝化-反硝化)

(1) UCTOLD 模型

南非开普敦大学 (University of Cape Town, UCT) 的研究小组对活性污泥工艺模型的发展做了大量的基础性工作。1976 年, Marais 和 Ekama 建立的稳态曝气模型^[93]便成了之后完整意义上的动态模型发展的基石。1980 年, Dold 等人^[94]采用了 Ekama 和 Marais 于 1979 年经实验测定后提出将进水可生物降解 COD 分成易生物降解 COD (RBCOD) 和慢速生物降解 COD (SBCOD) 两个部分的提议^[95], 建立了多基质曝气模型。1981 年, van Handel 等人将模型进行了拓展, 将反硝化过程包含在模型中^[96]。1991 年, 研究组正式将模型命名为 UCTOLD 模型^[97]。这个模型重要的特点就是引入了多基质和死亡-再生机理。

(2) 活性污泥 1 号模型 (Activated Sludge Model No. 1, ASM1)

为了促进生物废水处理系统模型的发展以及模型在设计和运行中的实用性, 国际水污染研究与控制协会 (IAWPRC, 现改名为国际水协会, 简称 IWA) 于 1982 年成立了活性污泥设计与运行数学模拟课题组专门从事这方面的研究。五年之后, 也就是 1987 年, 课题组推出了活性污泥 1 号模型 (ASM1)^[98]。该模型是基于 UCTOLD 模型提出的, 它将系统划分成 8 个子过程, 以生物降解性和溶解性为考虑因素将物质分成 13 种组分, 包含了 19 个参数。ASM1 的最主要的特征是: (a) 用矩阵的形式来描述活性污泥系统中各组分的变化规律和相互关系; (b) 在矩阵反应速率中使用了“开关函数”的概念, 以反映环境因素改变而产生的抑制作用。

(3) UCTOLD 模型和 ASM1 的比较

ASM1 和 UCTOLD 模型都是有机物和氮去除模型。两者极为相似, 都能预测耗氧量和污泥产量, 都包含了硝化和反硝化作用, 都引入了死亡-再生理论作为建模的理论依据。两个模型都以 Monod 动力学表达式来描述普通异养菌 (OHOs) 和自养硝化菌 (ANOs) 的生长和衰减, 但两者在 SBCOD 的利用上存在较大的区别。

UCTOLD 模型中 SBCOD 首先被捕集到污泥絮体中 (假设是瞬间完成的), 之后被吸收到普通异养菌表面, 然后被水解, 水解产物立即被普通异养菌直接利用。

ASM1 中, SBCOD 也同样先被捕集到污泥絮体中, 但没有了吸收过程, 被捕集到污泥絮体中 SBCOD 直接被水解。与 UCTOLD 模型相比, ASM1 的水解产物是 RBCOD, 它返回到液相中从而增加了入流 RBCOD 的浓度^[99]。

(4) 活性污泥 3 号模型 (Activated Sludge Model No. 3, ASM3)

活性污泥 3 号模型是国际水协于 1999 年推出 ASM 系列模型之一^[100], 其目的与 ASM1 一样, 都是模拟污水处理厂 (WWTP) 氮的生物去除过程。ASM3 是在 ASM1 的基础上, 针对 ASM1 的不足之处做了改进之后提出的。但 ASM3 和 ASM1 存在着很大的区别。

最主要的不同点就是, ASM3 意识到贮存物质对异养活性污泥转化过程的重要性, 将贮存理论引入到模型中。ASM3 不像 ASM1 那样生物的生长是直接利用胞外物质, ASM3 中假设易生物降解基质 (S_s) 首先, 被吸收到胞内并以胞内贮存产物贮存, 这些贮存物质随后就被异养菌生长所利用。这一假设与微生物只有先耗尽水中的原基质后才能利用胞内贮存物作为碳源和能源的试验结果不符。针对这个问题, Karahan-Gul 等人于 2003 年对现有

ASM3 中的除碳过程进行了修正。修正后的模型引入了基于水中原基质的直接生长过程, 这个过程与易生物降解基质的贮存过程同时发生, 并且这两个过程相互竞争基质和电子受体^[101]。其次, ASM3 用内源呼吸理论代替了 ASM1 中的死亡-再生理论, 从而使得 ASM3 比 ASM1 更易校准^[102]。

1.3.2.3 含碳有机物及氮的去除模型研究进展 (两步硝化-反硝化)

ASM_s 只考虑了基于硝酸盐硝化反硝化作用的单步过程, 无法实现以亚硝酸盐为目标中间产物的短程硝化反硝化等过程的描述。1995 年, Ossenbruggen 等人^[103]较早地提出了基于两步硝化过程的经验模型。1996 年, Andreottola 等人^[104]将 ASM1 模型进行拓展, 包含了两步硝化-反硝化过程, 同时, 根据 Anthonisen 等人^[105]及 Ableing^[106]等人的研究成果(高氨氮浓度下第二步硝化作用将受到抑制而造成亚硝酸盐的积累), 在硝酸菌的硝化过程动力学表达式中添加了氨氮的抑制开关函数。2001 年, Marsili Libelli 等人^[107]以 ASM2d 为基础, 引入亚硝酸菌和硝酸菌以两步硝化-反硝化过程对脱氮过程进行描述, 硝酸菌的硝化过程也考虑了氨氮的抑制作用。2003 年, Wett 等人^[108]建立了能描述两步硝化-反硝化过程的脱氮模型用以研究高氨氮浓度条件下的脱氮机理。2007 年, Dosta 等人^[109]以 ASM1 为基础引入两步硝化-反硝化过程, 假设氨氮首先被氧化成亚硝酸盐, 亚硝酸盐进而被氧化成硝酸盐, 缺氧条件下, 硝酸盐首先被还原成亚硝酸盐, 进而被还原成氮气。2007 年, 意大利的 Iacopozzi 等人对 ASM3 进行修改, 以两步硝化-反硝化过程描述脱氮过程, 两步硝化过程由亚硝酸菌和硝酸菌共同完成^[110]。

1.3.2.4 营养物质去除全模型 (不考虑缺氧反硝化除磷作用)

(1) UCTPHO 模型

Wentzel 等人在对强化生物除磷 (BEPR) 系统中有关聚磷菌 (PAOs) 除磷现象的实验研究基础上^[111,112], 于 1989 年提出了 BEPR 动力学模型, 以定量描述强化培养系统中 PAO 好氧磷吸收的情况^[113]。1992 年, Wentzel 等人又将这个模型结合到 UCTOLD 模型中, 形成了一个能描述营养物质生物去除活性污泥系统的综合动力学模型, 并将之命名为 UCTPHO 模型^[114]。

该模型在原有的基础上添加了 PAOs 来描述磷的去除过程。OHOs、ANOs 和 PAOs 的所有代谢过程最终达到了去除 COD、硝化作用、反硝化作用以及强化生物除磷的目的。UCTPHO 模型中的 OHOs 和 ANOs 部分描述沿用了 UCTOLD 模型, 同样也采用死亡-再生理论来描述 OHOs 和 ANOs 的衰减过程; 好氧磷的吸收则利用 Wentzel 等人于 1989 年提出的 BEPR 动力学模型, 采用贮存理论和内源呼吸理论描述 PAOs 的生长和衰减过程; 同时模型中又考虑到了三个菌群之间的相互作用。UCTPHO 模型采用了国际水协所推荐的矩阵形式来描述各过程和各组分之间的相互关系, 模型中包括了 25 个过程和 19 个组分。值得一提的是, 该模型认为 PAOs 不能利用硝态氮作为电子受体, 因此 PAOs 只能在好氧条件下生长, 并且只能以贮存物 PHA 作为基质供给生长。

(2) 活性污泥 2 号模型 (Activated Sludge Model No. 2, ASM2)

活性污泥 2 号模型 (ASM2) 是在 1995 年, 继 ASM1 之后国际水协推出的又一模型^[115]。ASM2 是在 UCTPHO 的基础上, 对 ASM1 进行拓展, 包含了强化生物除磷过程。

ASM2 中有关 OHOs 和 ANOs 的生长和衰减过程大体上与 ASM1 相似, 也同样采用死亡-再生理论来描述它们的衰减过程, 只是在氮的转化等方面存在着区别 (具体区别在文献^[99]中有详尽的描述)。另外, 对 PAOs 的描述沿用 UCTPHO 模型, 其中的不同点有: (a) UCTPHO 中包含了磷限制条件下的两个 PAO 生长过程, 而在 ASM2 中并不包含这两个过程。(b) 当氨盐有限的条件下, UCTPHO 模型中 PAO 能利用硝酸盐作为选择性氮源

供给生长,因而就增加了两个过程,而ASM2则只能利用氨盐作为氮源。(c)UCTPHO模型中,PAO的生长和磷的吸收过程被结合为一个过程,并以化学计量系数来区分两者速率的不同,而ASM2则把这两个过程独立开来。(d)UCTPHO模型中,PAO的衰减采用内源呼吸理论,PAO在好氧条件下发生生物降解,并在缺氧和厌氧条件下转化成SBCOD。ASM2中,所有条件下PAO生物量损失都转化成SBCOD。(e)UCTPHO模型包含了厌氧和缺氧条件下PAOs的维持过程,而ASM2并不包含此过程。

1.3.2.5 营养物质去除全模型(考虑缺氧反硝化除磷作用)

由于缺氧条件下反硝化除磷作用的研究起步较晚,相关的机理研究还尚未成熟,UCTPHO模型和ASM2等营养物质去除全模型都忽略了缺氧反硝化除磷作用,从而使得模型对实际系统的模拟特别是缺氧段的模拟与实测相比存在较大的误差。

(1) B & D 模型

1997年,Barker和Dold提出了B & D模型^[116]。该模型基于ASM1对OHOs和ANOs进行描述,同时又添加了Wentzel等人于1989年提出的BEPR动力学模型来描述PAOs的相关过程。当然,该模型也做了一些改动,其中主要的两个改动如下。

① 添加了缺氧磷的吸收以及PAOs的反硝化作用。Wentzel的动力学模型中用了4个过程来描述PAO的好氧生长,该模型的PAO的好氧生长过程就来源于此,但是只将其中的一个过程稍做修改后应用于缺氧PAO的生长。因为,Barker和Dold注意到连续流的强化生物除磷系统的缺氧反应器中,在氨和溶解性磷酸盐的浓度不足的情况下PAO的缺氧生长仍有可能发生。同时,只用单一的PAO菌种来描述这些过程。

② B & D模型包含了COD的损失。

(2) 活性污泥2d模型(Activated Sludge Model No. 2d, ASM2d)

1999年,国际水协对ASM2做了进一步完善,推出了活性污泥2d模型(ASM2d)^[117]。ASM2d弥补了ASM2无法描述缺氧条件下磷的去除现象,考虑了缺氧条件下PAOs的反硝化作用。因此,ASM2d与ASM2相比,添加了PAOs的缺氧生长和磷的吸收过程,这两个过程与好氧条件下的PAOs生长和磷的吸收过程相类似,只是缺氧条件下这两个过程添加了衰减因子。

(3) TUDP模型

Smolders等人的一系列研究之后,于1995年提出了描述PAO行为的结构化代谢模型^[118~121]。该模型是基于厌氧/好氧间歇反应系统对PAO强化培养研究所提出。代谢模型与UCTPHO模型及ASM2的主要区别如下。

① 代谢模型包含了糖原,认为所利用的PHB一部分转化成糖原。而UCTPHO模型和ASM2并没有特意将糖原包含在模型中,但实际上糖原已经包括在了PAO活性生物量里。最初,因为没有意识到糖原在强化生物除磷中所起的作用,所以UCTPHO模型没有包含糖原。之后,国际水协课题组认为正常运行条件下糖原是不可能起限制作用的,为了简化模型,ASM2就不单独考虑糖原。

② 代谢模型利用维持理论,而UCTPHO模型和ASM2则利用的是内源呼吸理论对PAO的衰亡进行描述。

1996年,Delft大学的Kuba等人就在代谢模型的基础上提出了在厌氧/缺氧系统中只发生缺氧吸磷情况时的代谢模型^[122]。随后,Murnleitner等人就将这两种模型结合起来形成综合的代谢模型,用以模拟厌氧/缺氧/好氧条件下PAO强化培养,并被命名为Delft模型^[123]。1999年,Veldhuizen等人就将Delft模型结合到ASM2中,以ASM2为基础描述COD和N的转化过程,用Delft模型来描述磷的去除,并将之应用于实际污水处理厂的模拟(Veldhuizen等人,1999年^[124];Brdjanovic等人,2000年^[125])。2001年,Meijer等人