

污水处理工艺技术手册

网易给排水 (co.163.com)

目录

❖	城市污水处理及污染防治技术政策.....	5
	一、 总则.....	5
	二、 目标与原则.....	5
	三、 城市污水的收集系统.....	6
	四、 污水处理.....	6
	(一) 工艺选择准则.....	6
	(二) 处理工艺.....	7
	1. 一级强化处理工艺.....	7
	2. 二级处理工艺.....	7
	3. 二级强化处理.....	7
	4. 自然净化处理工艺.....	8
	5. 污泥处理.....	8
	6. 污水再生利用.....	8
	7. 二次污染防治.....	9
❖	城市污水处理介绍.....	9
	一、 污水处理的水质对象及方法.....	9
	二、 水质目标和水质标准.....	10
	1. 《污水综合排放标准》(GB8978—1996) 摘录.....	10
	2. 地表水环境质量标准基本项目标准(GHZB1—1999)(摘录).....	12
	三、 水质分析各项指标说明.....	13
	1. 悬浮固体SS、MLSS.....	13
	2. 化学需氧量(COD).....	13
	3. 生化需氧量(BOD).....	13
	4. 总有机碳(TOC).....	14
	5. 总需氧量(TOD).....	15
	6. 含氮化合物(氨氮、TN、TKN、NOX-N).....	15
	7. 含磷化合物(TP等).....	16
	四、 城市污水处理工艺选择的主要原则.....	16

1. 满足处理功能与效率要求.....	17
2. 规模与工艺标准因地制宜.....	17
3. 技术成熟可靠切实可行.....	17
4. 经济合理效益显著.....	18
5. 城市污水处理工艺选择的水质因素.....	18
五、 城市污水处理厂污泥的处理处置.....	19
六、 城市污水处理厂出水的再生利用.....	19
七、 城市污水处理厂二次污染防治.....	20
八、 城市污水处理工艺的主要类型与特点.....	20
(一) 污水处理厂的工艺组成与处理等级.....	21
1. 机械处理工段.....	21
2. 污水生化处理.....	21
(二) 活性污泥法污水处理工艺组成.....	22
(三) 几种典型污水处理技术的工艺构成与实施方式.....	23
(四) 一级与一级强化处理工艺.....	25
(五) 二级及二级强化处理工艺.....	25
(六) 我国污水浓度特点与处理厂出水水质标准（单位：mg/L）.....	26
(七) 自然净化处理工艺.....	27
(八) 污泥处理处置工艺.....	27
1. 污泥浓缩.....	27
2. 污泥脱水.....	28
3. 污泥稳定.....	28
九、 不同规模城市污水处理厂优选工艺.....	29
1. 城市污水处理厂的规模划分.....	29
2. 城市污水处理厂的主要工艺.....	29
3. 大型城市污水处理厂的优选工艺.....	30
4. 中、小型城市污水处理厂的优选工艺.....	32
★ 城市污水处理厂主要工艺介绍.....	33
一、 活性污泥处理工艺.....	33

(一)	活性污泥工艺及其发展情况介绍.....	33
1.	活性污泥法简述.....	33
2.	池形的改进.....	34
3.	运行方式的改变.....	34
4.	曝气方式的改变.....	35
5.	生物学方面的改进.....	36
6.	投料和投加载体方面的改进.....	39
7.	污泥膨胀和生物泡沫问题.....	39
8.	活性污泥工艺发展趋势.....	41
◆	膜分离技术的应用.....	41
◆	分子生物技术的应用.....	42
(二)	传统活性污泥法 (ASP)	42
(三)	A/O法(Anaerobic—Oxic)	43
(四)	A ² /O法(Anaerobic—Anoxic—Oxic)	43
(五)	AB法(Adsorption—Biooxidation)	48
(六)	氧化沟法 (Oxidation Ditch)	55
◆	氧化沟工艺的主要分类和特点.....	56
1.	Carrousel氧化沟	56
2.	奥贝尔氧化沟 (Orbal)	62
3.	三沟式氧化沟.....	65
4.	一体化氧化沟工艺.....	68
(七)	SBR法(Sequencing Batch Reactor).....	69
(八)	氧化沟和SBR工艺的比较	80
二、	生物膜法.....	81
(一)	曝气生物滤池 (BAF)	82
(二)	高负荷生物滤池/固体接触(TF/SC)工艺	83
(三)	生物膜法与活性污泥法比较.....	85
1.	生物膜法与活性污泥法代表工艺比较.....	85
2.	生物膜法在我国城市污水处理中的前景.....	85

3. 生物膜法需要研究改进的技术问题.....	85
三、 科学地进行工艺方案比较.....	86
1. 可供选择的工艺单元.....	87
2. 适合于中小型污水处理厂的除磷脱氮工艺.....	88
⊛ 城市污水处理厂新型工艺介绍.....	89
(一) ABJ ICEAS工艺.....	89
(二) 循环式活性污泥法 (CASS)	92
(三) UNITANK工艺.....	96
(四) SPR高浊度污水处理技术	98
(五) BIOLAK污水处理技术	99
(六) “WT-FG”生物法技术简介	101
⊛ 国内污水处理厂污泥处理处置情况介绍.....	102
一、 国内城市污水厂污泥处理的状况.....	102
(一) 现有污泥处理工艺.....	102
1. 污泥浓缩.....	103
2. 污泥稳定.....	104
3. 污泥脱水.....	104
(二) 污泥处理中存在的问题.....	105
(三) 污泥处置的状况及分析.....	106
二、 国内城市污水厂污泥处理处置对策.....	107
(一) 我国城市污水污泥处理途径.....	107
(二) 污泥堆肥是符合中国国情的污泥稳定技术.....	108
(三) 污泥土地利用是符合中国国情的处置方法.....	109
(四) 污泥土地利用应注意的问题.....	110
三、 结语.....	111
⊛ 与城市污水处理相关的现行法律法规及政策.....	112

★ 城市污水处理及污染防治技术政策

(此文件系 建设部 国家环境保护总局 科学技术部 联合发布)

一、 总则

- 1) 为控制城市水污染，促进城市污水处理设施建设及相关产业的发展，根据《中华人民共和国水污染防治法》、《中华人民共和国城市规划法》和《国务院关于环境保护若干问题的决定》，制定本技术政策。
- 2) 本技术政策所称“城市污水”，系指纳入和尚未纳入城市污水收集系统的生活污水和工业废水之混合污水。
- 3) 本技术政策适用于城市污水处理设施工程建设，指导污水处理工艺及相关技术的选择和发展，并作为水环境管理的技术依据。
- 4) 城市污水处理设施建设，应依据城市总体规划和水环境规划、水资源综合利用规划以及城市排水专业规划的要求，做到规划先行，合理确定污水处理设施的布局和设计规模，并优先安排城市污水收集系统的建设。
- 5) 城市污水处理，应根据地区差别实行分类指导。根据本地区的经济发展水平和自然环境条件及地理位置等因素，合理选择处理方式。
- 6) 城市污水处理应考虑与污水资源化目标相结合。积极发展污水再生利用和污泥综合利用技术。
- 7) 鼓励城市污水处理的科学技术进步，积极开发应用新工艺、新材料和新设备。

二、 目标与原则

- 1) 年全国设市城市和建制镇的污水平均处理率不低于 50%，设市城市的污水处理率不低于 60%，重点城市的污水处理率不低于 70%。
- 2) 全国设市城市和建制镇均应规划建设城市污水集中处理设施。达标排放的工业废水应纳入城市污水收集系统并与生活污水合并处理。
- 3) 对排入城市污水收集系统的工业废水应严格控制重金属、有毒有害物质，并在厂内进行预处理，使其达到国家和行业规定的排放标准。

- 4) 对不能纳入城市污水收集系统的居民区、旅游风景区、度假村、疗养院、机场、铁路车站、经济开发小区等分散的人群聚居地排放的污水和独立工矿区的工业废水，应进行就地处理达标排放。
- 5) 设市城市和重点流域及水资源保护区的建制镇，必须建设二级污水处理设施，可分期分批实施。受纳水体为封闭或半封闭水体时，为防治富营养化，城市污水应进行二级强化处理，增强除磷脱氮的效果。非重点流域和非水源保护区的建制镇，根据当地经济条件和水污染控制要求，可先行一级强化处理，分期实现二级处理。
- 6) 城市污水处理设施建设，应采用成熟可靠的技术。根据污水处理设施的建设规模和对污染物排放控制的特殊要求，可积极稳妥地选用污水处理新技术。城市污水处理设施出水应达到国家或地方规定的水污染物排放控制的要求。对城市污水处理设施出水水质有特殊要求的，必须进行深度处理。
- 7) 城市污水处理设施建设，应按照远期规划确定最终规模，以现状水量为主要依据确定近期规模。

三、 城市污水的收集系统

- 1) 在城市排水专业规划中应明确排水体制和退水出路。
- 2) 对于新城区，应优先考虑采用完全分流制；对于改造难度很大的旧城区合流制排水系统，可维持合流制排水系统，合理确定截留倍数。在降雨量很少的城市，可根据实际情况采用合流制。
- 3) 在经济发达的城市或受纳水体环境要求较高时，可考虑将初期雨水纳入城市污水收集系统。
- 4) 实行城市排水许可制度，严格按照有关标准监督检查排入城市污水收集系统的污水水质和水量，确保城市污水处理设施安全有效运行。

四、 污水处理

(一) 工艺选择准则

- 1) 城市污水处理工艺应根据处理规模、水质特性、受纳水体的环境功能及

当地的实际情况和要求，经全面技术经济比较后优选确定。

- 2) 工艺选择的主要技术经济指标包括：处理单位水量投资、削减单位污染物投资、处理单位水量电耗和成本、削减单位污染物电耗和成本、占地面积、运行性能可靠性、管理维护难易程度、总体环境效益等。
- 3) 应切合实际地确定污水进水水质，优化工艺设计参数。必须对污水的现状水质特性、污染物构成进行详细调查或测定，作出合理的分析预测。在水质构成复杂或特殊时，应进行污水处理工艺的动态试验，必要时开展中试研究。
- 4) 积极审慎地采用高效经济的新工艺。对在国内首次应用的新工艺，必须经过中试和生产性试验，提供可靠设计参数后再进行应用。

(二) 处理工艺

1. 一级强化处理工艺

一级强化处理，应根据城市污水处理设施建设的规划要求和建设规模，选用物化强化处理法、AB 法前段工艺、水解好氧法前段工艺、高负荷活性污泥法等技术。

2. 二级处理工艺

- 1) 日处理能力在 20 万立方米以上（不包括 20 万立方米/日）的污水处理设施，一般采用常规活性污泥法。也可采用其它成熟技术。
- 2) 日处理能力在 10~20 万立方米的污水处理设施，可选用常规活性污泥法、氧化沟法、SBR 法和 AB 法等成熟工艺。
- 3) 日处理能力在 10 万立方米以下的污水处理设施，可选用氧化沟法、SBR 法、水解好氧法、AB 法和生物滤池等技术，也可选用常规活性污泥法。

3. 二级强化处理

- 1) 二级强化处理工艺是指除有效去除碳源污染物外，且具备较强的除磷脱氮功能的处理工艺。
- 2) 在对氮、磷污染物有控制要求的地区，日处理能力在 10 万立方米以上的污水处理设施，一般选用 A/O 法、A/A/O 法等技术。也可审慎选用其他的同效技术。

3) 日处理能力在 10 万立方米以下的污水处理设施，除采用 A/O 法、A/A/O 法外，也可选用具有除磷脱氮效果的氧化沟法、SBR 法、水解好氧法和生物滤池法等。

4) 必要时也可选用物化方法强化除磷效果。

4. 自然净化处理工艺

1) 在严格进行环境影响评价、满足国家有关标准要求和水体自净能力要求的条件下，可审慎采用城市污水排入大江或深海的处置方法。

2) 在有条件的地区，可利用荒地、闲地等可利用的条件，采用各种类型的土地处理和稳定塘等自然净化技术。

3) 城市污水二级处理出水不能满足水环境要求时，在条件许可的情况下，可采用土地处理系统和稳定塘等自然净化技术进一步处理。

4) 采用土地处理技术，应严格防止地下水污染。

5. 污泥处理

1) 城市污水处理产生的污泥，应采用厌氧、好氧和堆肥等方法进行稳定化处理。也可采用卫生填埋方法予以妥善处置。

2) 日处理能力在 10 万立方米以上的污水二级处理设施产生的污泥，宜采取厌氧消化工艺进行处理，产生的沼气应综合利用。

3) 日处理能力在 10 万立方米以下的污水处理设施产生的污泥，可进行堆肥处理和综合利用。

4) 采用延时曝气的氧化沟法、SBR 法等技术的污水处理设施，污泥需达到稳定化。采用物化一级强化处理的污水处理设施，产生的污泥须进行妥善的处理和处置。

5) 经过处理后的污泥，达到稳定化和无害化要求的，可农田利用；不能农田利用的污泥，应按有关标准和要求进行卫生填垣处置。

6. 污水再生利用

1) 污水再生利用，可选用混凝、过滤、消毒或自然净化等深度处理技术。

2) 提倡各类规模的污水处理设施按照经济合理和卫生安全的原则，实行污水再生利用。发展再生水在农业灌溉、绿地浇灌、城市杂用、生态恢复和工业冷却等方亩的利用。

3) 城市污水再生利用, 应根据用户需求和用途, 合理确定用水水量和水质。

7. 二次污染防治

- 1) 城市污水处理设施建设, 必须充分重视防治二次污染, 妥善采用各种有效防治措施。在污水处理设施的前期建设阶段的环境影响评价工作中, 应进行充分论证。
- 2) 为保证公共卫生安全, 防治传染性疾病的传播, 城市污水处理设施应设置消毒设施。
- 3) 在环境卫生条件有特殊要求的地区, 应防治恶臭污染。
- 4) 城市污水处理设施的机械设备应采用有效的噪声防治措施, 并符合有关噪声控制要求。
- 5) 城市污水处理厂经过稳定化处理后的污泥, 用于农田时不得含有超标的重金属和其它有毒有害物质。卫生填埋处置时严格防治污染地下水。

★ 城市污水处理介绍

根据城市污水处理技术政策, 设市城市和重点流域及水资源保护区的建制镇, 必须建设二级污水处理设施, 可分期分批实施。受纳水体为封闭或半封闭水体时, 为防治富营养化, 城市污水应进行二级强化处理, 增强除磷脱氮的效果。非重点流域和非水源保护区的建制镇, 根据当地经济条件和水污染控制要求, 可先行一级强化处理, 分期实现二级处理。

一、 污水处理的水质对象及方法

按污水处理的水质净化对象分类, 城市污水(生物)处理技术经历了3个发展阶段。在发展的早期, 人们认识到有机污染物对环境生态的危害, 从而把有机物即碳源生化需氧量(BOD_5)和悬浮固体(SS)的去除作为污水处理的主要水质目标。到60~70年代, 随着二级生物处理技术在工业化国家的普及, 人们发现仅仅去除 BOD_5 和SS还是不够的。氨氮的存在依然导致水体的黑臭或溶解氧浓度过低, 这一问题的出现使二级生物处理技术从单纯的有机物去除发展到有机物和氨氮的联合去除, 即污水的硝化处理。到70~80年代, 由于水质富营养化问

题的日益严重，污水氮磷去除的实际需要使二级（生物）处理技术进入了具有除磷脱氮功能的深度二级（生物）处理阶段。而采用物理、化学方法对传统二级生物处理出水进行除磷除氮处理及去除有毒有害有机化合物的处理过程通常被称作三级处理或深度处理。

因此，可以认为城市污水处理厂的主要处理对象包括COD、BOD₅、SS和氮、磷营养物质。根据这些污染物的无机或有机属性，溶解态和非溶解态，按去除对象和设备归类，城市污水处理方法主要包括：

- 1) 去除粗大颗粒悬（漂）浮物：格栅和筛网；
- 2) 去除大颗粒沉淀物：沉砂池；
- 3) 脱除油脂和漂浮物：除油池、浮选池，带隔油设备的沉淀池或沉砂池；
- 4) 去除细微悬浮物：沉淀池、浮选池、化学絮凝沉淀、砂滤池；
- 5) 去除溶解、半溶解和极细微的有机物以及特殊的无机物：各种生物处理设施、物理处理设施或化学处理设施。

上述处理设备和设施还可按机械法、化学法和生化法归类。一般情况下，生化处理部分是城市污水处理工艺的核心，也是工艺方案选择的主要对象。在不同地区和不同环境条件下，水体环境的功能划分及确定的水体水质标准往往差异甚大，因而污水处理的目标及相应的处理程度也就不同。

二、水质目标和水质标准

城市污水和污泥经过有效处理之后，其排放、利用和处置的去向往往因地而异，因此必须根据当地的具体情况，依据国家和地方的有关水质标准和接纳水体的等级划分（水质目标），合理确定城市污水处理厂的污水处理程度和水质指标。

最主要的标准为《污水综合排放标准》（GB8978—1996）和《地表水环境质量标准》（GHZB 1—1999）。

1. 《污水综合排放标准》（GB8978—1996）摘录

序号	污染物	适用范围	一级标准	二级标准	三级标准
3	SS	城镇二级污水处理厂	20	30	/

	(mg/L)	其他排污单位	70	200	400
4	BOD ₅ (mg/L)	甘蔗制糖、苧麻脱胶、湿法纤维板工业	30	100	600
		甜菜制糖、酒精、味精、皮革、化纤浆粕工业	30	150	600
		城镇二级污水处理厂	20	30	/
		其他排污单位	30	60	300
5	COD (mg/L)	甜菜制糖、焦化、合成脂肪酸、湿法纤维板、染料、洗毛、有机磷农药工业	100	200	1000
		酒精、味精、医药原料药、生物制药、苧麻脱胶、皮革、化纤浆粕工业	100	300	1000
		石油化工工业（包括石油炼制）	100	150	500
		城镇二级污水处理厂	60	120	/
		其他排污单位	100	150	500
11	氨氮 (mg/L)	医药原料药、染料、石油化工工业	15	50	/
		其他排污单位	15	25	/
13	磷酸盐 (以 P 计)	一切排污单位	0.5	1.0	/

该标准是GB8978—88的修订，对城镇污水二级污水处理厂的主要出水指标规定如表2所示。除了保留原来的二级标准外，该标准新增了更加严格的一级标准（BOD₅≤20 mg/L，SS≤20 mg/L，COD≤60 mg/L，磷酸盐≤0.5 mg/L，氨氮≤15 mg/L）。国外城市污水二级生物处理厂一般按BOD₅和SS两项指标控制，不考虑COD。对于工业废水处理或污水二级化学处理来说，把COD列为考核指标是合理而且必要的。但对于城市污水生物处理来说，一般情况下由于不具备特殊或强化的COD去除能力，处理厂的出水COD基本上取决于进水的水质特性，标准中确定的COD≤60 mg/L（一级标准）和COD≤120 mg/L（二级标准）似乎缺乏足够的技术依据。与GB8978—88相比，GB8978—1996确定的磷酸盐排放标准非常严格，而且扩大到所有排污单位。

根据GB8978—1996确定的排放标准，今后绝大多数城市污水处理厂都要考虑除磷处理，大部分城市污水矗立厂要考虑硝化处理或脱氮处理。

- 排入 GB3838III 类水域（划定的保护区和游泳区除外）和排入 GB3097 中的二类海域）的污水，执行一级标准。
- 排入 GB3838 中 IV、V 类水域和排入 GB3097 中三类海域的污水，执行二级标准。
- 排入设置二级污水处理厂的城镇排水系统的污水，执行三级标准。

2. 地表水环境质量标准基本项目标准(GHZB1—1999)(摘录)

序号	参 数	I 类	II 类	III类	IV类	V 类
9	硝酸盐 (以 N 计)mg/L	10 以下	10	20	20	25
10	亚硝酸盐 (以 N 计)mg/L	0.06	0.1	0.15	1.0	1.0
11	非离子氨 mg/L	0.02	0.02	0.02	0.2	0.2
12	凯氏氮 mg/L	0.5	0.5(渔 0.05)	1(渔 0.05)	2	2
13	总磷 (以 P 计)mg/L	0.02 (湖 库 0.002)	0.1 (湖库 0.002)	0.1 (湖库 0.002)	0.2 (湖库 0.002)	0.2 (湖库 0.002)
16	COD mg/L	15 以下	15	20	30	40
17	BOD mg/L	3 以下	3	4	6	10

- I 类：主要适用于源头水、国家自然保护区。
- II 类：主要适用于集中式生活饮用水水源地一级保护区、珍贵鱼类保护区、鱼虾产卵场等。
- III 类：主要适用于集中式生活饮用水水源地二级保护区、一般鱼类保护区及游泳区。
- IV 类：主要适用于一般工业用水区及人体非直接接触的娱乐用水区。
- V 类：主要适用于农业用水区及一般景观要求水域。

三、 水质分析各项指标说明

1. 悬浮固体 SS、MLSS

SS 是特指进水或出水中悬浮颗粒的浓度。SS 为水中物质的存在形态（胶体物、溶解物）之一。悬浮固体系指剩留在滤料上并于 $103^{\circ}\text{C} \sim 105^{\circ}\text{C}$ 烘至恒重的固体。测定方法是將水样通过滤料后，烘干固体残留物及滤料，将所称重量减去滤料重量，即为悬浮固体（非过滤性残渣）。

MLSS 一般是指生化池里混合液悬浮固体颗粒的浓度，简称污泥浓度。包括具有活性的微生物群体、微生物自身氧化的残留物、污水中不能被微生物降解的有机物、污水中的无机物，它包含 MLVSS。

2. 化学需氧量（COD）

在一定条件下，用强氧化剂处理水样时所消耗的氧化剂的量，称为化学耗氧量，简称为COD，表示单位为氧的毫克/升（ O_2 , mg/l）。

采用重铬酸钾（ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ）作为氧化剂测定出的化学耗氧量表示为CODcr。化学耗氧量可以反映水体受还原性物质污染的程度。水中还原性物质包括有机物、亚硝酸盐、亚铁盐、硫化物等。重铬酸钾能够比较完全地氧化水中的有机物，如它对低碳直链化合物的氧化率为 $80 \sim 90\%$ ，因此CODcr能够比较完全地表示水中有机物的含量。此外，CODcr测定需时较短，不受水质限制，因此现已作为监测工业废水污染的指标。CODcr的缺点是，不能像BOD₅那样表示出被微生物氧化的有机物的量而直接从卫生方面说明问题。

成分比较固定的污水，其BOD₅值与CODcr之间能够保持一定的相关关系。因而常用BOD₅/CODcr比值作为衡量污水是否适宜于采用生物处理法进行处理（即可生化性）的一项指标，其值越高，污水的可生化性就越强。一般来说对于同一水样， $\text{CODcr} > \text{BOD}_{20} > \text{BOD}_5$ ，而CODcr与BOD₅值之差可大致地表示不能为微生物降解的有机物量。

3. 生化需氧量（BOD）

其定义是：在有氧条件下，好氧微生物氧化分解单位体积水中有机物所消耗的游离氧的数量，表示单位为氧的毫克/升（ O_2 , mg/l）。

即是一种用微生物代谢作用所消耗的溶解氧量来间接表示水体被有机物污

染程度的一个重要指标。一般有机物在微生物的新陈代谢作用下，其降解过程可分为两个阶段，第一阶段是有机物转化为 CO_2 、 NH_3 、和 H_2O 的过程。第二阶段则是 NH_3 进一步在亚硝化菌和硝化菌的作用下，转化为亚硝酸盐和硝酸盐，即所谓硝化过程。 NH_3 已是无机物，污水的生化需氧量一般只指有机物在第一阶段生化反应所需要的氧量。微生物对有机物的降解与温度有关，一般最适宜的温度是 $15\sim 30^\circ\text{C}$ ，所以在测定生化需氧量时一般以 20°C 作为测定的标准温度。 20°C 时在BOD的测定条件（氧充足、不搅动）下，一般有机物20天才能够基本完成在第一阶段的氧化分解过程（完成过程的99%）。就是说，测定第一阶段的生化需氧量，需要20天，这在实际工作中是难以做到的。为此又规定一个标准时间，一般以5日作为测定BOD的标准时间，因而称之为五日生化需氧量，以 BOD_5 表示之。 BOD_5 约为 BOD_{20} 的70%左右。

4. 总有机碳（TOC）

TOC: Total Organism Carbon

总有机碳是以碳的含量表示水体中有机物质总量的综合指标。

在 950°C 高温下，以铂作为催化剂，使水样气化燃烧，然后测定气体中的 CO_2 含量，从而确定水样中碳元素总量。由于TOC的测定采用燃烧法，因此能将有机物全部氧化，它比 BOD_5 或COD更能反映有机物的总量。测定中应该去除无机碳的含量，各种水质之间TOC或TOD与BOD不存在固定的相关关系。在水质条件基本不变的条件下，BOD与TOC或TOD之间存在一定的关系。

目前广泛应用的测定TOC的方法是燃烧氧化—非色散红外吸收法。其测定原理是：将一定量水样注入高温炉内的石英管，在 $900\sim 950^\circ\text{C}$ 温度下，以铂和三氧化钴或三氧化二铬为催化剂，使有机物燃烧裂解转化为二氧化碳，然后用红外线气体分析仪测定 CO_2 含量，从而确定水样中碳的含量。因为在高温下，水样中的碳酸盐也分解产生二氧化碳，故上面测得的为水样中的总碳(TC)。为获得有机碳含量，可采用两种方法：一是将水样预先酸化，通入氮气曝气，驱除各种碳酸盐分解生成的二氧化碳后再注入仪器测定。另一种方法是使用高温炉和低温炉皆有的TOC测定仪。将同一等量水样分别注入高温炉(900°C)和低温炉(150°C)，则水样中的有机碳和无机碳均转化为 CO_2 ，而低温炉的石英管中装有磷酸浸渍的玻璃棉，能使无机碳酸盐在 150°C 分解为 CO_2 ，有机物却不能被分解氧化。将高、低

温炉中生成的CO₂依次导入非色散红外气体分析仪，分别测得总碳(TC)和无机碳(IC)，二者之差即为总有机碳(TOC)。测定流程见下图。该方法最低检出浓度为0.5mg / L。

5. 总需氧量 (TOD)

TOD: Total Oxygen Demand

总需氧量是指水中能被氧化的物质，主要是有机物质在燃烧中变成稳定的氧化物时所需要的氧量，结果以O₂的mg/L表示。

用TOD测定仪测定TOD的原理是将一定量水样注入装有铂催化剂的石英燃烧管，通入含已知氧浓度的载气(氮气)作为原料气，则水样中的还原性物质在900℃下被瞬间燃烧氧化。测定燃烧前后原料气中氧浓度的减少量，便可求得水样的总需氧量值。TOD值能反映几乎全部有机物质经燃烧后变成CO₂、H₂O、NO、SO₂等所需要的氧量。它比BOD、COD和高锰酸盐指数更接近于理论需氧量值。但它们之间也没有固定的相关关系。有的研究者指出，BOD₅/TOD=0.1~0.6；COD/TOD=0.5~0.9，具体比值取决于废水的性质。TOD和TOC的比例关系可粗略判断有机物的种类。对于含碳化合物，因为一个碳原子消耗两个氧原子，即O₂/C=2.67，因此从理论上说，TOD=2.67TOC。若某水样的TOD / TOC为2.67左右，可认为主要是含碳有机物；若TOD / TOC>4.0，则应考虑水中有较大量含S、P的有机物存在；若TOD / TOC<2.6，就应考虑水样中硝酸盐和亚硝酸盐可能含量较大，它们在高温催化条件下分解放出氧，使TOD测定呈现负误差。

6. 含氮化合物 (氨氮、TN、TKN、NOX-N)

有机氮：主要指蛋白质和尿素；

氨氮：有机氮化合物的分解，或直接来自含氮工业废水；

总氮 TN：一切含氮化合物以 N 计量的总称；

凯式氮 TKN： TN 中的有机氮和氨氮，不包括亚硝酸盐氮、硝酸盐氮；

NO_x-N：亚硝酸盐氮和硝酸盐氮。

氮是有机物中除碳以外的一种主要元素，也是微生物生长的重要元素。污水中氮有四种：有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮，四者之间通过生物化学作用可以相互转化，测定各种形态含氮化合物，有助于评价水体被污染和自净状况。水中的氨氮是指以游离氨（或称非离子氨，NH₃）和离子氨（NH₄⁺）形式存在的

氮，两者的组成比决定于水的pH值。对地面水，常要求测定非离子氨。水中氨氮主要来源于生活污水中含氮有机物受微生物作用的分解产物，焦化、合成氨等工业废水，以及农田排水等。氨氮含量较高时，消耗水体中溶解氧，促进藻类等浮游生物的繁殖，形成水花、赤潮，引起鱼类死亡，水质迅速恶化。

测定水中氨氮的方法有纳氏试剂分光光度法、水杨酸一次氯酸盐分光光度法、电极法和容量法，水样有色或浑浊及含其他干扰物质影响测定，需进行预处理。对较清洁的水。可采用絮凝沉淀法消除干扰；对污染严重的水或废水应采用蒸馏法。

7. 含磷化合物（TP 等）

有机磷包括磷酸甘油酸、磷肌酸等；

无机磷：磷酸盐包括正磷酸盐(PO_4^{3-})、磷酸氢盐(HPO_4^{2-})、磷酸二氢盐 H_2PO_4^- 、偏磷酸盐(PO_3^-)；聚合磷酸盐：焦磷酸盐($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$)、三磷酸盐($\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$)三磷酸氢盐($\text{HP}_3\text{O}_9^{2-}$)；

总磷 TP：一切含磷化合物以 P 计量的总称；

磷也是有机物中的一种主要元素，是仅次于氮的微生物生长的重要元素，磷主要来自人体排泄物以及合成洗涤剂、牲畜饲养场及含磷工业废水。磷促进藻类等浮游生物的繁殖，破坏水体耗氧和复氧平衡，水质迅速恶化，危害水产资源。

四、城市污水处理工艺选择的主要原则

城市污水处理厂的设计和建设包括污水处理程度和规模的确定、厂址选择、污水及污泥处理工艺选择、总平面布置、工艺流程确定、处理构筑物等方面内容。

在处理程度或允许的出水排放总量确定以后，就可以据此列出所有能够满足要求的工艺流程(方案)。选择可行的几种处理工艺方案，通过全面技术经济比较后确定处理工艺流程和设计参数。

城市污水处理工艺方案的选择一般应体现以下总体要求：满足要求，因地制宜，技术可行，经济合理。也就是说，在保证处理效果、运行稳定，满足处理要求（排放水体或回用）的前提下，使基建造价和运行费用最为经济节省，运行管理简单，控制调节方便，占地和能耗最小，污泥量少。同时要求具有良好的安全、卫生、景观和其它环境条件。

1. 满足处理功能与效率要求

城市污水处理厂工艺方案应确保高效稳定的处理效果，城市污水处理设施出水应达到国家或地方规定的水污染物排放控制的要求。对城市污水处理设施出水水质有特殊要求的，须进行深度处理。这是污水处理最重要的目标，也是污水处理厂产品的基本质量要求。而排放标准的确定主要取决于处理出水的最终处置方式，如果排入水体，则取决于接纳水体的功能质量要求和水体的环境容量，如果回用，则取决于回用水用户对水质的要求。

2. 规模与工艺标准因地制宜

污水处理厂工艺方案的确定必须充分考虑当地的社会经济和资源环境条件。要实事求是的确定城市污水处理工程的规模、水质标准、技术标准、工艺流程以及管网系统布局等问题；处理规模大小对处理工艺的影响很大，城市污水处理设施建设应按照远期规划确定最终规模，以现状水量为主要依据确定近期规模。污水处理厂的实际设计规模应根据污水收集量和分期建设、水质目标确定，污水收集量取决于管网完善程度和汇水区内的生活、工业污水产生与允许纳入量，以及管网入渗或渗漏水量等因素。

在决定处理工艺方案时，要因地制宜，结合当地条件和特点，有所侧重，尤其是排放与利用的相结合，不同处理工艺的组合。例如在一个处理厂内，一部份采用强化一级处理加排海（江）工程；一部份采用二级处理后用于农田灌溉；还有一部份采用深度处理后回用于工业。要根据当地财力情况，充分考虑处理工艺的分期、分级实施。比如说，可以先采用一级处理或强化一级处理，以后再建二级处理，或一部份采用一级处理，另一部份采用二级处理（国内外均有先例）。污泥处理应根据污泥出路（农用、填埋、排海等），确定是否需要进行消化处理。

3. 技术成熟可靠切实可行

根据城市污水处理技术政策，城市污水处理设施建设，应采用成熟可靠的技术。根据污水处理设施的建设规模和对污染物排放控制的特殊要求，可积极稳妥地选用污水处理新技术。

因此，必须合理把握工艺先进性和成熟性（可靠性）的辨证关系。一方面，应当重视技术经济指标的先进性，同时必须充分考虑适合中国的国情和工程的性质。城市污水处理工程不同于一般点源治理项目，它作为城市基础设施工程，具

有规模大、投资高的特点，且是百年大计，应该确保百分之百的成功。工艺的选择必须注重成熟性和可靠性。因此，强调技术的合理，而不是简单地提倡技术先进。必须把技术的风险降到最小程度。在最近颁布的城市污水处理的技术政策中规定“对在国内首次应用的新工艺，必须经过中试和生产性试验，提供可靠设计参数后再进行应用，也是强调了可靠性原则。

4. 经济合理效益显著

节省工程投资与运行费用是城市污水处理厂建设与运行的重要前提。合理确定处理标准，选择简捷紧凑的处理工艺，尽可能地减少占地，力求降低地基处理和土建造价。同时，必须充分考虑节省电耗和药耗，把运行费用减至最低。对于我国现有的经济承受能力来说，这一点尤为重要。较高的性能价格比经济指标同样是先进性的重要体现。

因此，城市污水处理工艺应根据处理规模、水质特性、受纳水体的环境功能及当地的实际情况和要求，经全面技术经济比较后优选确定。工艺选择的主要技术经济指标包括：处理单位水量投资、削减单位污染物投资、处理单位水量电耗和成本、削减单位污染物电耗和成本、占地面积、运行性能可靠性、管理维护难易程度、总体环境效益等。

5. 城市污水处理工艺选择的水质因素

进水水质水量特性和出水水质标准的确定是污水处理工艺选择的关键环节，也是我国当前污水处理工程设计中存在的薄弱环节。

污水管网的完善，对污水处理厂设计规模和设计水质的确定至关重要，目前我国大多数城市管网不配套（尤其是淮河流域），造成污水厂规模和水质难以确定，投入运行后实际值与设计值往往相差较大，效能难以充分发挥。

对于污水处理工艺方案及其设计参数的确定，进行必要的水质水量特性分析测定和动态工艺试验研究是国际通行的做法，有些发达国家甚至开展连续多年的全面水质水量特性测定和中试研究。在国内，由于体制和资金来源等方面的问题，在污水处理工艺方案的确定过程中虽然不太可能开展大规模的前期试验研究，但进行水质特性分析与短期动态工艺试验的条件还是具备的，不应该忽视。

因此，污水处理技术政策中要求，应切合实际地确定污水进水水质，优化工艺设计参数。必须对污水的现状水质特性、污染物构成进行详细调查或测定，作

出合理的分析预测。在水质构成复杂或特殊时,应进行污水处理工艺的动态试验,必要时开展中试研究。积极审慎地采用高效经济的新工艺,对在国内首次应用的新工艺,必须经过中试和生产性试验,提供可靠设计参数后再进行应用。

一般城市污水主要污染物是易降解有机物,所以目前绝大多数城市污水处理厂都采用好氧生物处理法。如果污水中工业废水比重很大,难降解有机物含量高,就应考虑增加厌氧处理改善可处理性的可能性,或采用物化法处理。

污水的有机物浓度对工艺选择有很大关系。当进水有机物浓度高时,AB法、厌氧酸化/好氧法比较有利。AB法中的A段只需较小的池容和电耗就可去除较多的有机物,节省了基建费和电耗,污水有机物浓度越高,节省的费用就越多。厌氧处理要比好氧处理显著节能,但只有在浓度较高时才显示出优越性。当有机物浓度低时,氧化沟、SBR等延时曝气工艺具有明显的优势。

在要求除磷脱氮的场合须选用稳定可靠的生物除磷脱氮工艺。

五、 城市污水处理厂污泥的处理处置

在我国的城市水污染治理中,污水厂污泥处理处置费用约占工程投资和运行费的24%~45%(发达国家如美国及欧洲国家已占污水处理厂总投资的50%~70%)。污水处理厂污泥处理处置高昂的投资及其运行费用,一方面使得目前国内大部分污水厂未对污泥进行稳定处理或处理工艺的配套设施不完善,另一方面也使得建有完善污泥处理设施的污水厂常因其运行费用较高而基本停用。随着我国城市污水处理设施的普及,处理率的提高和处理程度的深化,污泥的产生量将有较大的增长,预计到2010年,我国城市污水处理厂的湿污泥年产量将达2000余万t,污泥的处理处置已成为迫在眉睫的难题。而通过技术改进和革新,降低污水处理厂的污泥产生量;研究开发先进的污泥处理工艺,提高污泥处理系统的效率,降低污泥处理成本;研制出技术先进、经济高效的国产污泥处理成套设备,改变目前大量使用进口设备,导致污泥处理投资费用高居不下的状况;积极进行污泥资源化研究是解决当前及今后我国城市污水污泥处理处置问题的有效途径。

六、 城市污水处理厂出水的再生利用

在我国,花费大量投资建设了城市污水处理厂,但经过处理后的再生水并没

有得到充分利用，有的地区甚至还将处理后的再生水与未经处理的污水混入一起同流合污，有的地区没有将再生水合理回用却直接排入大海造成淡水资源的浪费。因此，在城市污水处理决策中应充分考虑污水的再生利用。

城市污水处理厂出水可用作农业用水、市政杂用水、工业冷却用水、工业生产用水、地下水补充等；另一方面，城市污水处理厂出水也可看作是水文循环的组成部分，将合乎质量要求的出水排放到河流水体中，使河流水体能维持或变成供下游使用的原水源，不仅经济可行，而且可减少风险并发挥河流水体自净能力。

在我国的城市污水处理技术政策中，提倡各类规模的污水处理设施按照经济合理和卫生安全的原则，实行污水再生利用。发展再生水在农业灌溉、绿地浇灌、城市杂用、生态恢复和工业冷却等方面的利用。城市污水再生利用，应根据用户需求 and 用途，合理确定用水的水量 and 水质。污水再生利用，可选用混凝、过滤、消毒或自然净化等深度处理技术。

七、 城市污水处理厂二次污染防治

城市污水处理设施建设，必须充分重视防治二次污染，妥善采用各种有效防治措施。在污水处理设施的前期建设阶段的环境影响评价工作中，应进行充分论证。为保证公共卫生安全，防治传染性疾病的传播，城市污水处理设施应设置消毒设施。在环境卫生条件有特殊要求的地区，应防治恶臭污染。城市污水处理设施的机械设备应采用有效的噪声防治措施，并符合有关噪声控制要求。城市污水处理厂设计要充分考虑安全防护设施的设置，确保运行管理人员的健康与安全。城市污水处理厂经过稳定化处理后的污泥，用于农田时不得含有超标的重金属和其它有毒有害物质。卫生填埋处置时严格防治污染地下水。

八、 城市污水处理工艺的主要类型与特点

◆ 引言

工艺技术路线的选择是城市污水处理技术决策的核心部分，所有建设单位都希望能找到适合当地环境条件、处理效果好确实能解决污染问题、运行管理简单、投资和运行费用最低的技术路线。遗憾的是，这样的工艺总是难以找到，目标与现实往往相差甚远。要想达到预定的目标总是要付出代价的，对城市污水处理而

言，目前能得到的所有处理技术，包括最便宜的技术，其投资和运行费用均相当可观。就目前的体制和经济发展水平来说，资金问题最难解决，因此首要的任务是解决资金渠道问题，技术选择的任务则是从实际情况出发从已有的经过验证的所有技术中优选出效果好尽可能便宜的技术路线，本简介的目的在于提供相关依据和方法，并对各种工艺的技术经济性能、适用条件作简要的介绍。

(一) 污水处理厂的工艺组成与处理等级

典型的城市污水处理工艺流程主要包括机械处理、生化处理（水线）、污泥处理等工段。由机械处理和生化处理构成的系统属于二级处理系统，其BOD₅和SS去除率可达到90%~98%。处理效果介于一级和二级处理之间的一般称为强化一级处理、一级半处理或不完全二级处理，主要有高负荷生物处理法和化学法两大类，BOD₅去除率45%~75%。具有生物除磷脱氮功能的二级处理系统通常称为深度二级处理。为了去除特定的物质，在二级处理之后设置的处理系统属三级处理，例如化学除磷，絮凝过滤，活性炭吸附等。

1. 机械处理工段

机械（一级）处理工段包括格栅、沉砂池、初沉池等构筑物，以去除粗大颗粒和悬浮物为目的，处理的原理在于通过物理法实现固液分离，将污染物从污水中分离，这是普遍采用的污水处理方式。机械（一级）处理是所有污水处理工艺流程必备工段（尽管有时有些工艺流程省去初沉池），城市污水一级处理BOD₅和SS的典型去除率分别为25%和50%。在生物除磷脱氮型污水处理厂，一般不推荐曝气沉砂池，以避免快速降解有机物的去除；在原污水水质特性不利于除磷脱氮的情况下，初沉池的设置与否以及设置方式需要根据水质特性和后续工艺加以仔细分析和考虑，以保证和改善除磷脱氮等后续工艺的进水水质。

2. 污水生化处理

污水生化处理属于二级处理，以去除不可沉悬浮物和溶解性可生物降解有机物为主要目的，其工艺构成多种多样，可分成活性污泥法、生物膜法、生物稳定塘法和土地处理法等四大类。目前大多数城市污水处理厂都采用活性污泥法。生物处理的原理是通过生物作用，尤其是微生物的作用，完成有机物的分解和生物体的合成，将有机污染物转变成无害的气体产物（CO₂）、液体产物（水）以及富含有机物的固体产物（微生物群体或称生物污泥）；多余的生物污泥在沉淀池

中经沉淀法固液分离，从净化后的污水中除去。

由此可见，污水处理工艺的作用仅仅是通过生物降解转化作用和固液分离，在使污水得到净化的同时将污染物富集到污泥中，包括一级处理工段产生的初沉污泥、二级处理工段产生的剩余活性污泥以及三级处理产生的化学污泥。由于这些污泥含有大量的有机物和病原体，而且极易腐败发臭，很容易造成二次污染，消除污染的任务尚未完成。污泥必须经过一定的减容、减量和稳定化无害化处理并妥善处置。污泥处理处置的成功与否对污水厂有重要的影响，必须重视。如果污泥不进行处理，污泥将不得不随处理后的出水排放，污水厂的净化效果也就会被抵消掉。

各种机械处理、生物处理和污泥处理处置技术设备的选择与不同组合，以及构筑物的设计构成了各种各样的污水处理厂工艺和工程方案。设计人员的职责在于根据具体条件和处理水质目标把各种可能性灵活地结合起来，以便形成在经济上合算又具有实用价值的总体处理工艺流程，避免在几种局部性的定型处理法中简单比选。有关城市污水处理厂的主要工艺类型及工程方案的选择在后续部分将作进一步的讨论。

(二) 活性污泥法污水处理工艺组成

活性污泥法的工艺及其实施方式的组成包括 4 个要素，即：

- 1) 处理系统的泥龄（或污泥负荷）。
- 2) 电子受体的供给方式（即厌氧、缺氧和好氧状态）及其分布。
- 3) 整个反应池内的流态组成及分布。
- 4) 各种设备和构筑物，尤其是曝气设备。

泥龄和电子受体的供给方式是活性污泥法污水处理工艺的核心，直接关系到出水水质、反应池容积和污泥产生量。反应池内的流态对处理系统的运行特性和性能具有相当大的影响。各种设备和构筑物是实现工艺思想和设定目标的具体手段。不同泥龄、不同流态和不同曝气设备的组合构成了各种各样的活性污泥法变型工艺。

根据泥龄（污泥负荷）的不同，活性污泥法可分成 3 类，高负荷系统（泥龄 0.5~2d），以去除 BOD₅ 和 SS 为目标，BOD₅ 去除率在 40%~75% 之间；中负荷常规活性污泥系统（泥龄 3~7d），常规系统以去除 BOD₅ 和 SS 为目标，加厌氧区可

以高效除磷；中低负荷活性污泥硝化系统（泥龄 7~15d）和低负荷系统（泥龄 15d以上），以BOD₅、SS和氮磷为去除目标。一般来说，泥龄越长，污泥的稳定化程度越高，延时曝气系统污泥负荷很低（泥龄 25d以上），污泥可基本上得到稳定。

值得特别注意的是，泥龄和污泥负荷虽然相关，却有本质的差别。对应特定的处理目标和水质要求，往往需要相同的泥龄。在不同的水质条件环境下或不同的工艺方案中，由于生物反应池进水组成特性的不同，相同泥龄所产生的污泥量和污泥组成差别很大，对应的污泥负荷也就存在明显差别，以 MLSS 作为污泥量计量基础时尤为明显。这就意味着在生物除磷脱氮系统或泥龄较长的系统中，采用污泥负荷概念进行工艺设计往往缺乏合理性，更不用说工艺的优化。在本章的后续部分将对这个问题作进一步的讨论。

曝气池的流态可分成 3 种基本类型，推流式、完全混合式和循环流，循环流实际上是推流和完全混合的特殊组合方式。流态的分布与所选择的曝气混合设备类型和布置方式密切相关。曝气混合设备起供氧及混合作用，以满足活性污泥代谢作用的耗氧需求并保持活性污泥处于悬浮状态。曝气设备主要包括扩散曝气、机械曝气和纯氧曝气 3 种类型，扩散曝气属底部曝气，其流态趋向于推流；而机械曝气多数属于表面曝气，其流态趋向于完全混合和循环流。

这 4 个要素在时间、空间和实施方式上的不同组合形式构成了各种各样的污水处理技术（流程）方案（参见下表）。

（三）几种典型污水处理技术的工艺构成与实施方式

污水处理技术 商业性名称	主要去 除目标 (工艺 类型)	典型泥 龄 (d)	电子受体 供给方式	反应池流 态及分布	典型曝气 设备	固液 分离
常规活性污泥法	有机物	3~6	好氧	推流	鼓风曝气	二沉池
完全混合性污泥法	有机物	3~6	好氧	完全混合	表面曝气	二沉池
AB 工艺 A 段	有机物	0.5~1	好氧或兼氧	推流	鼓风曝气	沉淀池
B 段	有机物 (及氮)	3~6 10~15	好氧或缺氧 /好氧	推流或循 环流	鼓风或机 械曝气	二沉池

常规 A/O	有机物 及磷	3~6	厌氧/好氧 空间交替	推流	底部鼓风 曝气	二沉池
常规 A/A/O	有机物 及氮磷	10~15	厌氧/缺氧/ 好氧空间交 替,内回流, 进水分流	推流为 主,局部 完全混合	底部鼓风 曝气	二沉池
改良 A/A/O	有机物 及氮磷	10~15	缺氧/厌氧/ 缺氧/好氧 空间交替, 内回流,进 水分流	推流为 主,局部 完全混合	底部鼓风 曝气	二沉池
倒置 A/A/O	有机物 及氮磷	7~12	缺氧/厌氧/ 好氧空间交 替,进水分 流	推流为 主,局部 完全混合	底部鼓风 曝气	二沉池
UCT 系列	有机物 及氮磷	10~20	厌氧/缺氧/ 缺氧/好氧 空间交替	完全混合 池串联	机械或鼓 风曝气	二沉池
CARROSEL 氧化沟	有机物 及氮	10~15	缺氧/好氧 空间交替	循环流	机械曝气	二沉池
ORBAL	有机物 及氮	10~15	缺氧/好氧 空间交替	循环流串 联	机械曝气	二沉池
三沟氧化沟	有机物 及氮	10~15	缺氧/好氧 空间交替	循环流串 联交替	机械曝气	反应/沉 淀
UNITANK	有机物 及氮	5~15	好氧(缺氧 好氧)时间 交替	循环流串 联交替	鼓风或机 械曝气	反应/沉 淀
SBR	有机物 及氮磷	10~15	厌氧缺氧好 氧时间交替	完全混合	鼓风曝气	反应/沉 淀

CASS	有机物 及氮磷	10~15	厌氧/缺氧/ 好氧空间及 时间交替	完全混合	鼓风曝气	反应/沉 淀
厌氧池+氧化沟	有机物 及氮磷	10~15	厌氧+缺氧/ 好氧	完全混合 循环流的 串联交替	机械曝气	二沉池

(四) 一级与一级强化处理工艺

一级处理和一级强化处理，主要作为消减污染物总量的措施，一般应用于下列场合：

通过一级处理或一级强化处理，较大幅度地消减污染物总量后排入大江、大河或海洋，以合理利用环境容量；

作为城市污水处理厂分期分段建设的手段，以便根据经济实力，经济有效地逐步实现环境治理目标

处理工艺的选择应依据城市污水处理设施建设的规划设计要求、建设规模和可利用的水环境容量。可选用常规一级处理、化学强化一级处理、AB 法前段工艺、水解好氧法前段工艺、高负荷活性污泥法等技术。污泥一般采用浓缩后厌氧消化处理，或直接浓缩脱水处理。

(五) 二级及二级强化处理工艺

城市污水处理厂工艺流程包括一级处理部分、二级处理部分和污泥处理部分。这 3 部分的工艺选择是相互关联的。

在一级处理中，一般情况下，粗格栅、进水泵房、细格栅、沉砂池是所有污水处理厂的必备单元。在污水生物除磷系统中一般不采用曝气沉砂池。初沉池的设置与否则取决于：

- 1) 进水 SS 浓度及其构成；
- 2) 后续二级处理工艺；
- 3) 污泥处理工艺。

如果污泥采用厌氧消化方式处理，一般考虑设置初沉池，但后续生物处理工艺对进水浓度及水质构成比例关系有要求时（例如除磷脱氮工艺），应考虑设置初沉池的不利影响。如果污泥采用延时曝气法稳定处理，一般不设置初沉池，但

进水 SS 浓度较高且含高比例无机物时，宜设置初沉池，以消除无机悬浮物对后续工艺的不利影响，初沉污泥可直接浓缩脱水或经过好氧消化后浓缩脱水。

对于大型污水处理厂，污泥一般采用厌氧消化稳定处理；对于中小型污水处理厂污泥可采用好氧消化处理，一般为延时曝气同池好氧稳定。

污水生物处理工艺的选择主要取决于出水水质要求，没有除磷脱氮要求时（即二级处理），大中型污水处理厂一般可采用中等泥龄的常规活性污泥法或 AB 法等两段法处理工艺，污泥采用厌氧消化；对部分中型污水处理厂和大多数小型污水处理厂，污泥通常采用延时曝气好氧消化方式，由于泥龄较长，有必要考虑一定程度的氮磷去除，以提高环境效益，并降低能耗。部分小型污水处理厂还可以采用生物膜法处理。

有较高的除磷脱氮要求时（二级强化处理），除大型污水处理厂外，可以不考虑污泥厌氧消化，而是结合生物脱氮所需的较长泥龄进行好氧稳定；脱氮一般采用硝化/反硝化原理，除磷一般采用生物除磷，必要时增加化学除磷。处理工艺及其实施方式主要取决于进出水水质和处理规模。

(六) 我国污水浓度特点与处理厂出水水质标准（单位：mg/L）

	COD	BOD ₅	SS	TN	NH ₃ -N	T-P
高浓度污水	1000	400	600	100	50	12
中等浓度污水	450	200	250	40	25	6
低浓度污水	250	120	150	25	15	4
超低浓度污水	150	60	100	15	10	2
二级排放标准	≤120	≤30	≤30		≤25	≤1.0
一级排放标准	≤60	≤20	≤20		≤15	≤0.5

对于中等以上浓度污水，达到一级排放标准所需的处理功能为：生物除磷+化学除磷+硝化/反硝化，达到二级排放标准所需的处理功能为：生物（或化学）除磷+硝化/反硝化。对于低浓度污水，单独生物除磷效果较差，所需的处理功能为：生物除磷+化学除磷，一般不需要硝化处理。对于除磷功能需求不大的水质情况，也建议按生物除磷方式设计，厌氧池可以起到选择器的作用，有效控制污泥膨胀，改进污泥沉降性能。

生物除磷效果的好坏主要取决于厌氧池进水的快速生物降解有机物/TP 有效

比值，该有效比值取决于厌氧池进流（进水及回流污泥）的快速生物降解有机物浓度、磷浓度、硝酸盐浓度和溶解氧浓度。因此，水质特性的分析确定对工艺设计有很大的影响，硝酸盐的控制是工艺设计的关键。

对于大部分城市污水，就满足排放标准来说，所需要的处理程度为具有除磷和部分硝化功能的城市污水二级处理。由于硝化作用主要受硝化菌比增长速率、泥龄和温度控制，活性污泥中的硝化分成不硝化、部分硝化和完全硝化三种情况，其中部分硝化属于不可控制的高度不稳定过程，因此活性污泥系统中硝化作用只能按完全硝化或不硝化这两种方式设计，不能按部分硝化的方式设计。

当处理系统按硝化设计时，从生物除磷角度及降低能耗角度考虑，处理系统都必须具备反硝化能力，但反硝化程度应根据具体情况确定。出水总氮和总磷有要求时，根据总氮及除磷要求综合考虑反硝化程度。出水总氮无要求但出水总磷控制较严时，可根据除磷要求考虑反硝化程度，主要目的是消除回流污泥硝酸盐对生物除磷的不利影响。

污水除磷包括生物除磷和化学除磷，生物除磷出水浓度可以达到 1 mg/L，化学除磷出水浓度可以达到 0.5 mg/L。对于二级排放标准，可以采用生物除磷为主，必要时增加化学除磷；对于一级排放标准，可以采用生物除磷与化学除磷相结合的方式，以降低化学药剂的消耗量。

(七) 自然净化处理工艺

在严格进行环境影响评价、满足国家有关标准要求和水体自净能力要求的条件下，可审慎采用城市污水排入大江或深海的处置方法。在有条件的地区，可利用荒地、闲地等可利用的条件，采用各种类型的土地处理和稳定塘等自然净化技术。城市污水二级处理出水不能满足水环境要求时，在条件许可的情况下，可采用土地处理系统和稳定塘等自然净化技术进一步处理。采用土地处理技术，应严格防止地下水污染。

(八) 污泥处理处置工艺

1. 污泥浓缩

常见的污泥浓缩技术及其性能简述如下：

- 1) 工艺过程重力浓缩：在沉淀池中通过形成高浓度污泥层完成；费用低，在一定的性能范围内简单有效；但对污水处理工段的性能可能产生不利

影响，有效性受物理因素的限制，运行操作灵活性不高；一般适用于初沉污泥、化学性污泥和生物膜污泥的浓缩。

- 2) 单独的重力浓缩：在独立的重力浓缩池中完成；简单有效，有助于提高污水工段的性能；但投资费用较高，停留时间较长时可能产生臭味，而且不是所有污泥都有效；但用于生物除磷剩余污泥浓缩时，会出现磷的大量释放，其上清液需要采用石灰法进行除磷处理；适用于初沉污泥、化学污泥和生物膜污泥。
- 3) 空气气浮：操作简便，使用高分子可提高处理能力和固体回收率；有一定臭味，动力费用高，对污泥沉降性能（SVI）敏感；适用于剩余污泥产量不大的活性污泥法处理系统，尤其是生物除磷系统的剩余污泥。
- 4) 离心浓缩：自成系统，效果好，操作简便；但投资较高，动力费用较高，且需要较高水平的维护；适用于大中型污水厂，生物和化学污泥。
- 5) 带式重力浓缩机：投资低，运行费适中，效果好，对各种性能的污泥适应性强；受高分子影响，湿度大，需要仔细操作；适用于各种生物污泥。

2. 污泥脱水

污泥脱水技术及其性能简介如下：

- 1) 带式压滤机：设备简单，投资适中，操作简易，开关容易，可间歇运行；非封闭系统，具有臭味、湿度大、控制难问题，需要仔细操作；适用于各种规模污水处理厂及各种污泥。
- 2) 离心脱水机：自成系统，运行时不需过多监视，干度较好；但需要特别维护，一般不适于间歇运行；适用于能连续运行的大中型污水厂，大量固体的处理。
- 3) 板框压滤：含固率高；运行费高、间歇批次运行，维护量较大，运行操作较困难，适用于小量污泥处理或干度要求高的情况。
- 4) 污泥干化床：费用低；占地面积大，卫生条件差；适用于小型污水厂消化污泥。
- 5) 污泥塘：费用低，操作简单；占地大，有臭味；适用于中小型污水厂。

3. 污泥稳定

污泥稳定技术和性能分述如下：

- 1) 厌氧消化：已有丰富经验，能耗低，可以通过沼气利用回收能源，操作简易，致病菌破坏率高，具有一定的贮泥作用；投资较高，没有减容作用；适用于大中型污水厂，污泥利用和填埋。
- 2) 好氧消化：有两种方式，单独好氧消化或延时曝气同池好氧稳定；有丰富实践经验，投资较低，操作简易，设备简单，能存贮污泥；运行费用较高，致病菌破坏率较低，没有减容效果；适用于中小型污水厂。
- 3) 堆肥：致病菌破坏率很高，产品可在城区及乡村应用；费用较高，存在臭味和灰尘问题，材料处理量大；适用于重金属和有毒有害有机物含量很低的污泥。
- 4) 焚烧：仅残留灰分，减容减量明显；投资高，设备复杂，运行费用高，运行管理难度较大；适用于所有类型污水处理厂。
- 5) 碱性稳定：易实施，投资费用低；运行费用较高，运行操作较困难，污泥不能长期在处理厂内存储；适用于暂时性和过渡性应用。

九、不同规模城市污水处理厂优选工艺

1. 城市污水处理厂的规模划分

根据我国的实际情况，大体上可分为大型、中型和小型污水处理厂。

规模 $>20 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的是大型污水厂，一般建在大城市，基建投资以亿元计，年运营费用以千万元计，目前全国已建成十多座，最大的是北京高碑店污水处理厂，规模达 $100 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。

中型污水处理厂的规模为 $(5 \sim 20) \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ，一般建于中、小城市和大城市的郊县，基建投资几千万至上亿元，年运营费用几百万到上千万元，目前全国已建成几十座，正建的有上百座，今后一段时间还将大量增加。

规模 $<5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的是小型污水处理厂，一般建于小城镇，基建投资几百万到上千万，年运营费用几十万到上百万；由于经济条件的限制，目前这类污水厂刚刚在沿海地区经济发达的小城镇出现，今后会越来越多，最终小型污水厂的数量将超过大中型污水厂。

2. 城市污水处理厂的主要工艺

城市污水的主要污染物是有机物，因此目前国内外大多采用生物法。也有采

用化学法的，但这种工艺的去除率不高，出水达不到国家规定的标准，只适用于某些特定的对出水水质要求不高的地方。

在生物法中，有活性污泥法和生物滤池两大类，生物滤池的处理效率不高，卫生条件较差，我国只有少数几座生物滤池城市污水处理厂，而活性污泥法占绝大多数。

活性污泥法有很多种型式，使用最广泛的主要有三类：①传统活性污泥法和它的改进型A/O、A²/O工艺，②氧化沟，③SBR工艺。

传统活性污泥法是应用最早的工艺，它去除有机物的效率很高，在处理过程中产生的污泥采用厌氧消化方式进行稳定处理，对消除污水和污泥的污染很有效，而且能耗和运行费用都较低，因而得到广泛应用。近 20 年来，水体富营养化的危害越来越严重，去除氮、磷列入了污水处理的目标，于是出现了活性污泥法的改进型A/O法和A²/O法。A/O法有两种，一种是用于除磷的厌氧—好氧工艺，一种是用于脱氮的缺氧—好氧工艺；A²/O法则是既脱氮又除磷的工艺。

氧化沟是活性污泥法的一种变型，在水力流态上不同于传统活性污泥法，是一种首尾相接的循环流，通常采用延时曝气，在污水净化的同时污泥得到稳定。它不设初沉池和污泥消化池，处理设施大大简化。氧化沟具有传统活性污泥法的优点，去除有机物的效率很高，也具有脱氮的功能。如果在沟前增设厌氧池，还可同时除磷。氧化沟这种高效、简单的特点，使它在中小型城市污水处理厂中得到广泛应用。

SBR 是序批式活性污泥法，它的基本特征是在一个反应池中完成污水的生化反应、沉淀、排水、排泥，不仅省去了初沉池和污泥消化池，还省去了二沉池和回流污泥泵房，处理设施比氧化沟还要简单，而且处理效果好，有的 SBR 工艺还具有很强的脱氮除磷功能。SBR 工艺对自控要求高，过去自控设备不过关，这种工艺无法推广，近年来自控技术和仪表应用于污水处理已经过关，我国昆明第三、第四污水厂采用 SBR 工艺已成功运行数年，因而 SBR 工艺得到大力推广，成为业内人士十分关注的一种工艺。

3. 大型城市污水处理厂的优选工艺

大型城市污水处理厂的优选工艺是传统活性污泥法及其改进型A/O法、A²/O法。目前世界上绝大多数国家(包括我国)的大型污水厂大多采用传统活性污泥

法、A/O和A²/O法，我国的北京高碑店污水厂、天津纪庄子污水厂和东郊污水厂、沈阳市北部污水厂、郑州市污水厂、杭州市四堡污水厂、成都三瓦窑污水厂等都采用这种工艺，这不是偶然的，因为这种工艺对大型污水厂具有难以替代的优点。

传统活性污泥法、A/O和A²/O法与氧化沟和SBR工艺相比最大优势是能耗较低、运营费用较低，规模越大这种优势越明显。对于大型污水厂来说，年运营费很可观，比如规模为 $40 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的污水厂， 1 m^3 污水节省处理费1分钱，一年就节省146万元。

这种工艺的能耗和运营费低的原因是：

- 1) 设置初沉池，利用物理法以最小的能耗和费用去除污水中相当一部分有机物和悬浮物，降低二级处理的负荷，显著节省能耗；
- 2) 污泥采用厌氧消化，它比氧化沟和SBR工艺的同步好氧消化显著节省能耗，是一种公认的节能工艺。

这种工艺的基建投资一般情况下比氧化沟和SBR工艺高，但随着规模的增大，氧化沟和SBR的基建费也成倍增加，而常规活性污泥法的投资则以较小的比例增加，两者的差距越来越小。当污水厂达到一定规模后，常规活性污泥法的投资比氧化沟与SBR还省，所以，污水厂规模越大，常规活性污泥法的优势就越大。

常规活性污泥法、A/O和A²/O法的主要缺点是处理单元多，操作管理复杂，特别是污泥厌氧消化要求高水平的管理，消化过程产生的沼气是易燃易爆气体，更要求安全操作，这些都增加了管理的难度。但由于大型污水厂背靠大城市，技术力量强，管理水平较高，能满足这种要求，因而常规活性污泥法的缺点不会成为限制使用的因素。

根据我国目前的现实情况，城市污水处理处于起步阶段，法规和制度都不够健全，对污泥的稳定化要求没有明确的规定，同时由于排水管网系统不够完善，大多数城市污水的有机成分不高，加之污泥厌氧消化的管理和沼气的利用还缺乏成熟的经验，这些因素都降低了包含污泥厌氧消化工序的常规活性污泥法、A/O和A²/O法的经济性。因此，对于规模为 $(10 \sim 20) \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的城市污水处理厂，有时可能采用SBR和氧化沟工艺更为经济，在这种情况下，有必要对各种工艺进行详细的技术经济比较，以确定最佳工艺。

4. 中、小型城市污水处理厂的优选工艺

中、小型城市污水处理厂的优选工艺是氧化沟和 SBR，它们的共同特点是：

- 1) 去除有机物效率很高，有的还能脱氮、除磷或既脱氮又除磷，而且处理设施十分简单，管理非常方便，是目前国际上公认的高效、简化的污水处理工艺，也是世界各国中小型城市污水处理厂的优选工艺。
- 2) 在 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 规模以下，氧化沟和 SBR 法的基建费用明显低于常规活性污泥法、A/O 和 A²/O 法；对于规模为 $(5 \sim 10) \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 的污水厂，氧化沟与 SBR 法的基建费用通常要低 10%~15%。规模越小，两者差距越大，这对缺少资金建污水厂的中小城市很有吸引力。
- 3) 即使在 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 规模以下，氧化沟和 SBR 法的电耗和年运营费用仍高于常规活性污泥法，但如果与基建费用一起来比较，基建费加上 20 年的运营费总计还是比常规活性污泥法低些。规模越小，低得越多，规模越大，差距越小，当规模为 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 时，两类工艺的总费用大致相当。因此，对于中小型污水厂采用氧化沟与 SBR 法在经济上是有利的。
- 4) 氧化沟与 SBR 工艺通常都不设初沉池和污泥消化池，整个处理单元比常规活性污泥法少 50% 以上，操作管理大大简化，这对于技术力量相对较弱、管理水平相对较低的中小型污水处理厂很合适。
- 5) 氧化沟和 SBR 工艺的设备基本上实现了国产化，在质量上能满足工艺要求，价格比国外设备便宜好几倍，而且也省去了申请外汇进口设备的种种麻烦。
- 6) 氧化沟和 SBR 工艺的抗冲击负荷能力比常规活性污泥法好得多，这对于水质、水量变化剧烈的中小型污水厂很有利。

正是由于上述种种原因，氧化沟和 SBR 在国内外都发展很快。美国环保局 (EPA) 把污水处理厂的建设费用或运营费用比常规活性污泥法节省 15% 以上的工艺列为革新替代技术，由联邦政府给予财政资助，SBR 和氧化沟工艺因此得以大力推广，已经建成的污水厂各有几百座。欧州的氧化沟污水厂已有上千座，澳大利亚近 10 多年建成 SBR 工艺污水厂近 600 座。在国内，氧化沟和 SBR 工艺已成为中小型污水处理厂的首选工艺。

❖ 城市污水处理厂主要工艺介绍

污水处理厂的工艺选择应根据原水水质、出水要求、污水厂规模，污泥处置方法及当地温度、工程地质、征地费用、电价等因素作慎重考虑。污水处理的每项工艺技术都有其优点、特点、适用条件和不足之处，不可能以一种工艺代替其他一切工艺，也不宜离开当地的具体条件和我国国情。同样的工艺，在不同的进水和出水条件下，取用不同的设计参数，设备的选型并不是一成不变的。

具体工程的选择要求包括：

- 1) 技术合理。先进而成熟，对水质变化适应性强，出水达标且稳定性高，污泥易于处理。
- 2) 经济节能。耗电小，造价低，占地少。
- 3) 易于管理。操作管理方便，设备可靠。
- 4) 重视环境。厂区平面布置与周围环境相协调，注意厂内噪声控制和臭气的治理，绿化、道路与分期建设结合好。

一、 活性污泥处理工艺

(一) 活性污泥工艺及其发展情况介绍

1. 活性污泥法简述

当前流行的污水处理工艺有：传统活性污泥法、AB法、SBR法、氧化沟法、A/A/O法、A/O法等，这几种处理工艺都是从活性污泥法派生出来的，且各有其特点。

活性污泥法工艺是一种应用最广泛的废水好氧生化处理技术，其主要由曝气池、二次沉淀池、曝气系统以及污泥回流系统等组成。

废水经初次沉淀池后与二次沉淀池底部回流的活性污泥同时进入曝气池，通过曝气，活性污泥呈悬浮状态，并与废水充分接触。废水中的悬浮固体和胶状物质被活性污泥吸附，而废水中的可溶性有机物被活性污泥中的微生物用作自身繁殖的营养，代谢转化为生物细胞，并氧化成为最终产物（主要是CO₂）。非溶解性有机物需先转化成溶解性有机物，而后才被代谢和利用。废水由此得到净化。净化后废水与活性污泥在二次沉淀池内进行分离，上层出水排放；分离浓缩后的

污泥一部分返回曝气池，以保证曝气池内保持一定浓度的活性污泥，其余为剩余污泥，由系统排出。

传统活性污泥工艺出现最早，至今仍有较强的生命力。传统活性污泥法处理效果好，经验多，可适应大的污水量，对于大厂可集中建污泥消化池，所产生沼气可作能源利用。

传统活性污泥法的不足之处是只能作为常规二级处理，不具备脱氮除磷功能。若只要求去除有机污染物时，传统活性污泥工艺仍是一种可行的选择。

传统活性污泥工艺采用中等污泥负荷，曝气池为连续推流式。目前仍有大批采用传统活性污泥工艺的处理厂在运行。对传统活性污泥工艺进行的各种改进，产生了很多种不同的活性污泥工艺。一些工艺较传统工艺处理功能增强，一些工艺运行更加稳定，而另外一些工艺的费用大大降低或运行更加方便。这些工艺上的改进，充分满足了各种不同的处理要求。这些改进可以分为池形的改进、运行方式的改进、曝气方式的改进、生物学方面的改进以及投加填料等几个方面。

2. 池形的改进

传统工艺采用推流式曝气池，后来出现了完全混合式曝气池。推流流态和完全混合流态各有其优缺点。与推流相比，完全混合式流态抗冲击负荷能力强，但易发生短流。另外，完全混合活性污泥系统易产生丝状菌污泥膨胀。氧化沟为环流流态，介于完全混合与推流之间，兼具二者的优点。氧化沟工艺最显著的特点是运行管理简便，出水稳定。

3. 运行方式的改变

传统工艺系连续流运行方式，且从曝气池前端进水。运行方式的早期改进是多点进水工艺。多点进水最初的目的是平衡沿池的污泥负荷及需氧量，但后来被渐减曝气工艺所取代。当采用串级反硝化工艺时，多点进水被用来补充各缺氧段的碳源。多点进水运行方式的另一个新用途是缓冲水力冲击负荷。当雨季进入活性污泥系统的流量增大时，改为多点进水运行可有效防止污泥流失。

S B R是间歇运行的活性污泥工艺，曝气和沉淀在同一池内完成，省去了二沉池和回流系统，使运行简单化。最初的S B R系间歇进水间歇出水运行。后来，在反应器内加入前置区，实现了连续进水间歇出水运行。这一改进的目的是为脱氮除磷过程补充碳源，另外兼有抑制丝状菌增长的作用。对应的工艺有C A S S

和 I C E A S。C A S S 为周期循环活性污泥系统,是 T r a u s e n v i r o 公司的专利工艺。I C E A S 为间歇循环延时曝气系统,是 A B J 公司的专利工艺。这两种工艺的本质特征都是连续进水间歇出水,属同一种工艺。另外还有多种 S B R 工艺,如 A q u a S B R、O m n i f l o S B R、B P A S、F l u i d y n e 等。所有这些工艺都是在曝气设备和滗水器上作了改进,运行方式上与最初 S B R 一致。T 型氧化沟是另外一种间歇运行方式,两个边沟周期性地处于曝气和沉淀状态,因此也省去了二沉池和回流系统。合理调整运行周期和程序,T 型氧化沟也可以进行硝化和反硝化。

T 型氧化沟的缺点是转刷利用率太低,脱氮效率也不高。为此, K r u g e r 公司又开发了 D E 型氧化沟。该种氧化沟属半间歇式运行,设有二沉池及回流系统。两个沟为一组,交替处于硝化反硝化状态。只脱氮的 D E 氧化沟称之为 B I O D E N I T R O 工艺。在氧化沟外设厌氧池,实现除磷时,称之为 B I O D E N P H O 工艺。由于增设了二沉池及回流系统,D E 沟的转刷利用率明显提高。

间歇运行一个最新的改进是 S e g h e r s 公司的 U n i t a n k 工艺。该工艺的运行方式类似于 T 型氧化沟,但运行程序似乎更趋优化。

4. 曝气方式的改变

传统活性污泥工艺既采用鼓风曝气又采用机械表曝。鼓风曝气又有穿孔管曝气和微孔曝气两种形式。穿孔管鼓风曝气由于氧转移效率及动力效率太低,实际上已很少采用。

曝气方式的改进主要是为了提高充氧性能,并方便运行维护。射流曝气是曝气方式一种较早的改进。其充氧性能高于穿孔管曝气,且维护方便。目前,仍有新型的射流曝气装置出现。陶瓷微孔曝气器早在 80 年代就已采用,但一直没有得到广泛应用。80 年代中期,大批污水处理厂改造成了陶瓷微孔曝气器,但至 90 年代很快又被橡胶膜片曝气器所取代。膜片曝气器的显著特点是不堵塞不积垢,但由于材质原因,其寿命和理化稳定性仍是一个待解决的问题。

纯氧曝气也是一种较早的曝气方式的改进,它的显著特点是充氧性能大大提高。其原因是由于氧分压提高,使氧在污水中的饱和溶解度增大,进而增大了氧传质扩散的推动力。深层曝气的充氧性能也大大提高,但原因是由于压力的提高,导致扩散传质推动力的增大。目前出现的气提反应器使深层曝气工艺趋于优化。

5. 生物学方面的改进

传统活性污泥工艺采用中等污泥负荷。较早的改进方式是高负荷工艺和低负荷工艺。高负荷工艺又称高速曝气工艺，主要是利用活性污泥强大的吸附性能在较短的时间内去除大部分有机物。吸附再生工艺和A/B工艺的A段严格上也属于高速曝气工艺。低负荷工艺又称延时曝气工艺，除能去除有机物以外，还能实现污泥好氧稳定。

传统活性污泥工艺的最大改进是各种脱氮除磷工艺的出现。早期的脱氮工艺采用二阶段或三阶段活性污泥工艺，有机物分解、硝化和反硝化分别在不同的活性污泥系统中完成，且反硝化过程需外加碳源。70年代初，W u h r m a n n工艺将有机物分解、硝化和反硝化合并到一套活性污泥系统中，形成了早期的O/A脱氮工艺。L u d z a c k E t t i n g e r工艺将反硝化段移至硝化段首端，将O/A工艺改进为A/O工艺。之后，B a r n a r d提出了MLE工艺，在L u d z a c k E t t i n g e r工艺中加入了混合液内循环，形成了现在普遍采用的A/O脱氮工艺。

生物除磷工艺的发展基本与生物脱氮同步。早在50年代，就已发现活性污泥“过度吸磷”(l u x u r y u p t a k e)现象，但60年代中期，才开始理论上的研究，到70年代，才形成了现在的A/O除磷工艺，又称为p h o r e d o x工艺。A/O生物除磷工艺有两：主流除磷和侧流除磷。主流(m a i n s t r e a m)除磷工艺将放磷的厌氧段设在主工艺流程上，而侧流(s i d e s t r e a m)工艺的厌氧段则不在工艺主路上，称为s t r i p池。侧流工艺也称为P h o s t r i p工艺，改进的目的是增加一个放磷口，提高除磷率。

A²/O工艺将生物脱氮生物除磷综合到了同一活性污泥系统中，是生物脱氮和生物除磷的最初结合点。A²/O工艺是美国A i r P r o d u c t s公司的专利，但在生物脱氮除磷领域很快被其他很多专利工艺所取代。对A²/O工艺的改进基于生物脱氮除磷的大量基础研究。改进的目的集中在消除脱氮与除磷的相互干扰，提高脱氮除磷效率、降低运行费用等方面。

U C T工艺和M U C T工艺的主要特征是消除了回流污泥中硝酸氮或D O对聚磷菌放磷过程的影响。M U C T设置两个独立的缺氧区，使这种影响降至最低，并可增大内回流比，提高脱氮率。能起同样作用的还有V I P工艺。E I M

CO公司的Bardolph工艺在A/O和A²/O基础上又增加一个缺氧区和好氧区,起到了精脱氮的作用。Bardolph工艺包括四区工艺和五区工艺两种,四区工艺用于脱氮,五区工艺用于脱氮除磷。另一类A²/O的改进工艺是利用污泥发酵产生的易降解有机物(VFA),补充到A²/O工艺中的厌氧段或缺氧段,以提高脱氮除磷效率。主要有NTH、HYPROCONCEPT、OWASA、UBC和EASC等工艺类型。

OWASA是美国工艺,特点是初沉污泥经发酵之后,进行重力浓缩,上清液进入曝气池的厌氧或缺氧段。NTH是挪威工艺,特点是将初污泥首先进行浓缩,将浓缩后的污泥进行热水解(100~180℃),之后再离心分离,将分离液回流至曝气池的缺氧段。挪威污水的BOD₅/TN极低,脱氮所需VFA严重不足,而热水解可提供较大的VFA量,能满足脱氮需要。

HYPROCONCEPT是一种丹麦工艺流程。当采用前置化学除磷时,初沉池出水中的BOD₅会大大降低,必定满足不了后续脱氮的需要,因而必须将初沉污泥进行发酵,并离心浓缩,将富含VFA的离心液回至反硝化区。

UBC是加拿大工艺,其特点是初沉污泥经发酵后,将部分污泥回至初沉池前端,另一部分去污泥处理区,不设发酵污泥的浓缩单元。实际上,回至初沉池的发酵污泥在沉淀过程中,将VFA与污水充分混合,进入后续脱氮除磷系统。在UBC工艺中,初沉池代替了浓缩单元。EASC出现于德国,称之为延时厌氧污泥接触工艺。其特点是回流污泥排至初沉池,初沉污泥排入曝气池。在EASC工艺中,回流污泥中的硝酸氮和DO,入流污水中的硝酸氮、N_xO等均将在初沉池被消耗掉,从而不影响后续的脱氮除磷。同时,初沉污泥中的VFA进入曝气池后,也能补充脱氮除磷所需的磷源。

此外还有一些脱氮除磷工艺,虽然机理上并无新意,但却能降低系统的总水力停留时间,节省投资。如多级串联脱氮工艺以及RDN工艺等。多级串联生物脱氮工艺有两种: Cascade NDN工艺和 Cascade DNN工艺。前者为多级串联的后置脱氮工艺,不需内回流,但需多点进水运行。后者为多级串联的前置脱氮工艺,每一级均需设置内回流。RDN是捷克开发的一种工艺,特点是在A/O脱氮系统中,增设一个污泥再曝气池,增大了系统的好氧污泥龄。在同样的脱氮效率下, RDN较A/O水力停留时间可缩短,从而使投资节省。

以上生物脱氮除磷工艺大多开发于 80 年代末 90 年代初,已在污水处理厂获得广泛应用。自 1994 年以来,对生物脱氮除磷机理的研究有了新的进展,在此基础上出现了一些新工艺。

缺氧与反硝化是联系紧密的两个概念。缺氧是指混合液中只存在化合态氧(NO_x)而不存在分子态氧的一种状态。当既无 NO_x 又无 DO 时,则为厌氧状态。在缺氧状态下, NO_x 是唯一的最终电子受体。如果存在 NO_x 可利用的碳源,则微生物必然进行反硝化。但此时如果存在溶解氧,微生物将优先利用 O_2 作为最终电子,从而抑制反硝化。因此,在实际污水处理中, N_2O 工艺一般要求缺氧段的 $\text{DO} < 0.5 \text{ mg/L}$ 。但近年来发现 $\text{DO} > 0.5 \text{ mg/L}$ 时,缺氧段也能继续保持反硝化。同时,由于 DO 的提高,硝化也同时存在。由此人们认识到,硝化和反硝化可以在某个较高的 DO 范围(如 $1.0 \sim 1.5 \text{ mg/L}$)内同步进行。对同步硝化和反硝化现象可能的解释是:活性污泥中的硝化细菌易于脱离污泥絮体而游离存在,或主要生存在絮体的外层,而进行反硝化的异氧菌则主要集中在絮体内部。当控制 DO 在合适的范围时,混合液主体以及污泥絮体外层处于好氧状态,硝化细菌进行硝化,而污泥絮体内部处于缺氧状态,异氧菌进行反硝化。基于同步硝化反硝化的工艺有: NdeN 工艺、 Orbal Simpre 工艺和 OAO 工艺。 NdeN 是美国 Enviro 公司的专利工艺, NdeN 工艺在达到同样的脱氮效率时,需要的水力停留时间较 A/O 脱氮工艺短,因而可节省投资。 Orbal Simpre 工艺是 Enviro 公司将同步硝化反硝化原理在 Orbal 氧化沟上的应用,属前置同步硝化反硝化的 Orbal 氧化沟。 Orbal Simpre 一般分三沟串联,第一沟进行同步硝化反硝化,第二、三沟进行硝化。 OAO 是日本应用同步硝化反硝化开发的工艺。

A/O 生物除磷的基础是:聚磷菌在厌氧状态下释放磷,在好氧状态下大量吸收磷。在实际的 A^2/O 系统中,发现混合液中磷的浓度经缺氧区之后降低了 50%以上。这说明,聚磷菌在缺氧状态下亦能大量吸收磷。后来的一系列实验也证明,聚磷菌在分解有机物,为大量吸收磷获取能量的过程中,更易以 NO_3 为最终电子受体。即聚磷菌在缺氧状态下的吸磷速率要高于好氧状态下的吸磷速率,亦即聚磷菌也能进行反硝化。虽然这一现象的原因尚不清楚,但已经出现基于这一现象的两种最新脱氮除磷工艺: Dephanox 工艺和 BCFS 工艺。 Deph

a n o x 工艺。

以上工艺特别适于反硝化聚磷菌的繁殖, 实现脱氮与除磷的有机结合。传统的硝化过程系将氨氮氧化为亚硝酸氮, 再氧化为硝酸氮。反硝化系将硝酸氮逐步还原为 N_2 。

在超高氨氮负荷 A/O 脱氮系统中, 人们发现通过控制温度和 p H, 可使硝化只进行到亚硝酸氮, 然后将亚硝酸氮进行反硝化, 从而实现脱氮。这一“短路”脱氮过程可以降低系统的水力停留时间和耗氧量。对应的有 S H A R O N 工艺。该工艺适合于氨氮浓度很高的消化回流或垃圾填埋渗滤液的脱氮, 投资和运行费用均低于 A/O 脱氮工艺, 温度可控制在 35°C , p H 控制在 7~8。

6. 投料和投加载体方面的改进

向活性污泥工艺的曝气池中投加一些具有吸附性能的活性材料可以提高污泥浓度, 显著改善污泥的沉降性能。较早的工艺有 P A C T 工艺, 即粉末活性炭活性污泥工艺。由于粉末活性炭的成本较高, 再生也较困难, P A C T 应用不多。近年来出现了所谓的 L u z e n a c 工艺。该工艺采用的投加材料为滑石, 主要成分为水合硅酸镁 $[\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2]$, 使投料活性污泥工艺的运行成本大大降低。

在曝气池内加入载体, 可提高活性污泥浓度, 使系统的水力停留时间大大缩短。很多国家在这方面进行了大量的研究和实践, 摸索出了一批合适的载体类型。国际上较有代表性的工艺有 K M T 工艺、C a p t o r 工艺、B i o f o r 工艺、L i n p o r 工艺和 I F A S 工艺。其中 I F A S 工艺为集成固定膜活性污泥工艺, 其余均为悬浮态生物膜活性污泥工艺: K M T 为挪威和瑞典工艺, 载体材质采用聚乙烯塑料, 为直径 7mm, 高 12mm 的空心圆柱, C a p t o r 为美国工艺, 它采用聚氨酯材料, 是 $12\text{mm} \times 25\text{mm} \times 25\text{mm}$ 的长方体, L i n p o r 为德国工艺, 是 $12\text{mm} \times 12\text{mm} \times 12\text{mm}$ 的立方体, B i o f o r 为法国工艺, 载体为 3mm 左右的不规则砂质颗粒。

7. 污泥膨胀和生物泡沫问题

1932 年法国人 D o n a l d s o 首先发现了活性污泥中的丝状菌膨胀问题。1969 年, A n o n 首先在美国的 M i l w a u k e e 污水处理厂发现了生物泡沫问题。从污泥膨胀和生物泡沫出现之日起, 人们就开始研究其产生的原因, 寻

找控制对策，但直到现在并没有解决。

应该说，在污泥膨胀控制方面，也取得了许多重要进展，但这些进展落后于新工艺带来的新膨胀问题。1975年，Eikelboom系统地总结出了一套丝状微生物分类及鉴别方法，为控制污泥膨胀提供了基础。1973年，Chudoba提出了KST理论(动力学选择)和生物选择器的概念，为控制污泥膨胀找到了一个正确的方向。

1977年，Cooper提出了缺氧选择器的概念，Spector提出了厌氧选择器的概念。80年代末，Jenkins提出了MST理论(代谢选择)，并结合80年代的实践成果，系统地提出了好氧选择器、缺氧选择器及厌氧选择器的理论和设计方法。世界各地的大量实践证明，生物选择器能永久性地控制由以下丝状菌导致的污泥膨胀：*021N; Thiobrix*、*S. natans*；*1701*、*N. limicola*、*H. hydrossis*。遗憾的是，以上种类只是导致中等污泥负荷活性污泥膨胀的丝状菌。在低负荷系统中，以上丝状菌一般不会成为优势种类。尤其在脱氮除磷系统中，厌氧区和缺氧区本身就具有代谢选择功能，使以上种类失去了繁殖的可能。

在丹麦、瑞典、荷兰、德国、法国、意大利、英国、南非和澳大利亚等国家几千座处理厂进行的调查表明：生物脱氮除磷活性污泥系统更容易产生丝状菌污泥膨胀。常见的丝状菌为：*M. parvicella* 0092；*Nocardia* sp.；0675；1851；0041。其中，*M. parvicella*是导致污泥膨胀的最主要种类。*Nocardia* sp.是导致生物泡沫的主要种类。*M. parvicella*也常导致泡沫，其产生的泡沫比*Nocardia*产生的泡沫更加粘稠，常称之为生物浮渣。*M. parvicella*产生的污泥膨胀及浮渣出现在较冷的季节，有时能从秋末持续到初春。而*Nocardia* sp.产生的泡沫常出现在夏季。污泥膨胀和生物浮渣及泡沫问题会严重干扰处理厂的运行控制和维护管理。污泥膨胀会使整个工艺状态偏离控制要求，严重时则造成污泥流失，导致运行失败。

生物泡沫对运行的影响有时会达到难以想象的程度。澳大利亚某处理厂由*M. parvicella*导致的生物浮渣，最厚达到1.5m。瑞典斯德歌尔摩的Hilmerfjarden处理厂自1994年以来一直存在着严重的生物泡

沫。该厂的泡沫曾随排泥进入消化池，然后自沼气管道进入了沼气锅炉。美国某处理厂曾出现大量浮渣堵塞了消化池液面至池盖之间的空间，使初沉出水无法流入曝气池。美国另一处理厂生物浮渣严重时，核算发现曝气池内 45%的MLSS（活性污泥中悬浮固体含量）转移到了浮渣中。理论上不能证明生物选择器能控制 *M. parvicella* 产生的膨胀和浮渣，以及 *Nocardia* spp. 产生的泡沫。实践中也基本没有成功的经验。许多污水厂曾尝试加氯杀灭 *M. parvicella*，但收效不大。因其菌丝有相当部分深藏在絮体内部。虽然世界各地进行了大量的研究和实践，目前仍没有找到控制 *M. parvicella* 的对策。

对该种丝状菌初步进行的一些纯培养研究发现：厌氧、缺氧、好氧交替循环的环境，尤其适合该种丝状菌大量繁殖。因此，为脱氮除磷设置的工艺状态，恰恰为 *M. parvicella* 的大量繁殖创造了条件。或许，*M. parvicella* 是留待下世纪解决的一个课题。

8. 活性污泥工艺发展趋势

通过几十年的研究与实践，活性污泥工艺已经成为一种比较完善的工艺。在池形、运行方式、曝气方式、载体等方面已经很难有较大的发展。用常规手段也已经很难在生物学方面有所突破。该工艺未来两个大的方向是膜分离技术和分子生物学技术的应用。

◆ 膜分离技术的应用

用膜分离代替沉淀进行泥水分离，可带来活性污泥工艺的以下变化：

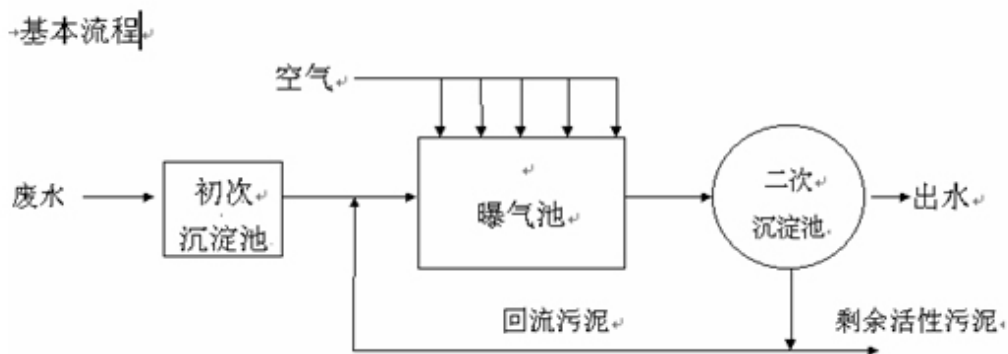
- 1) 不再存在污泥膨胀问题。在调控活性污泥系统时，不必再考虑污泥的沉降性能问题，从而使工艺控制大大简化。
- 2) 曝气池的污泥浓度将大大提高（MLSS 可以大于 20000mg/L）从而使系统可在超大泥龄、超低负荷状态下运行，充分满足去除各种污染物质的需要。
- 3) 在同样的处理要求下，可使曝气池容积大大减小，节省处理厂的占地面积
- 4) 污泥浓度的提高，将要求较高的曝气速率，因而纯氧曝气将随着膜分离而被大量采用。
- 5) 虽然膜分离目前还存在易堵塞等方面问题，但这些问题正逐步得到解决。

◆ 分子生物技术的应用

目前分子生物技术已开始应用于污水处理领域。为搞清聚磷菌除磷的生化机理，已开始用分子诊断技术获取聚磷菌的遗传信息。现在从活性污泥中已发现的 30 多种丝状菌中，只有 4 种准确命名及生物分类学定位，因为这些丝状菌大部分无法进行分离纯培养。目前正用分子诊断技术进行这些丝状菌的生物学定位，以进一步准确了解其特性。

分子诊断技术的大量应用，活性污泥微生物基因库的建立，在此基础上用基因技术培育具有高效活性的污泥菌种，进一步提高处理效果，是未来发展的方向。

(二) 传统活性污泥法 (ASP)



活性污泥工艺是污水处理的主要工艺。在全球近 6 万座城市污水处理厂中，有 3 万多座采用活性污泥工艺，而其余多为规模很小的稳定塘系统。

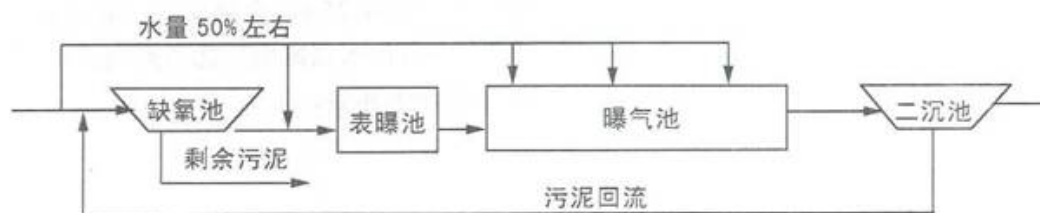
活性污泥工艺本世纪初出现于英国，之后迅速在欧美得到应用。早在 20 年代初，我国上海就建成了采用活性污泥工艺的污水处理厂。30 年代初，日本也开始采用活性污泥工艺处理污水。60 年代以前，各地采用的活性污泥工艺与最初形式基本一致，称为传统活性污泥工艺，亦称普通曝气法。

传统活性污泥工艺出现最早，至今仍有较强的生命力。传统活性污泥法处理效果好，经验多，适应大的污水量，对于大厂可集中建污泥消化池，所产生沼气可作能源利用。

传统活性污泥法的不足之处是只能作为常规二级处理，不具备脱氮除磷功能。若只要求去除有机污染物时，传统活性污泥工艺仍是一种可行的选择。

传统活性污泥工艺采用中等污泥负荷，曝气池为连续推流式。目前仍有大批采用传统活性污泥工艺的处理厂在运行。

(三) A/O 法(Anaerobic—Oxic)



A/O 法有两种，一是用于高效脱磷的厌氧—好氧工艺，一是用于脱氮的缺氧—好氧工艺。通常在好氧活性污泥法处理系统前，增加一段缺氧或厌氧生物处理过程。

◆ A/O 脱氮活性污泥法

缺氧—好氧工艺是最基本的硝化、反硝化脱氮工艺。在缺氧段，反硝化菌利用污水中的有机碳作为电子供体，以硝酸盐作为电子受体进行“无氧呼吸”，将回流液中硝态氮还原成氮气释放出来，完成反硝化过程；在好氧段，硝化菌把污水中的氨氮氧化成硝酸盐，再向缺氧池回流，为脱氮作好必要的准备。这样，缺氧段、好氧段微生物互不相混，各自始终处于最佳生态环境中，不受厌氧、好氧环境交替的抑制作用，该系统停留时间短、脱氮效果好。

◆ A/O 除磷活性污泥法

A/O除磷活性污泥法只除磷不脱氮，适用于某些对磷的排放要求很严格，对氮的排放要求不高的场合。严格来讲，A/O除磷活性污泥法不属于A²/O法，当然也谈不上是A²/O工艺的改进工艺。但是，通过十几年来工程实践，发现在我国南方一些城市A/O除磷活性污泥法有很大适应性，原因是这些城市的污水浓度普遍偏低，一般BOD₅在 40~80mg/L左右甚至更低，采用A²/O工艺不仅造成投资浪费，构筑物和设备闲置，而且由于碳源不足，脱氮效果很差，达不到预期目标。另外，人们已经认识到在某些场合（如封闭性水体等）除磷比脱氮更为重要。因此某些原先采用A²/O工艺的城市新建的污水厂又开始采用A/O除磷活性污泥法，如广州、泉州、潮州等。从这个意义上讲，A/O除磷活性污泥法在某种程度上也不失为传统A²/O工艺的替代工艺。

(四) A²/O法(Anaerobic—Anoxic—Oxic)

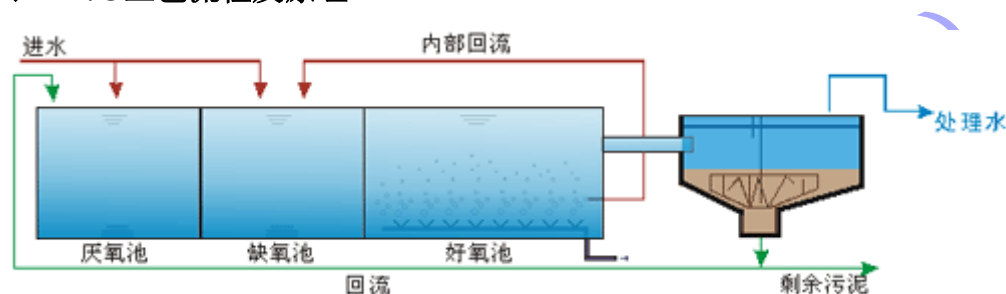
A²/O (A/A/O) 法是既除氮又除磷的工艺，它是厌氧—缺氧—好氧生物脱氮除磷工艺的一种，A²/O工艺于 70 年代由美国专家在厌氧—好氧除磷工艺(A /

O)的基础上开发出来的,该工艺具有脱氮除磷的功能,是一种深度二级处理工艺。

该工艺在厌氧—好氧除磷工艺(A²/O)中加一缺氧池,将好氧池流出的一部分混合液回流至缺氧池前端,以达到硝化脱氮的目的。

A²/O法的可同步除磷脱氮机制由两部分组成:一是除磷,污水中的磷在厌氧状态下(DO<0.3mg/L),释放出聚磷菌,在好氧状况下又将其更多吸收,以剩余污泥的形式排出系统。二是脱氮,缺氧段要控制DO<0.7 mg/L,由于兼氧脱氮菌的作用,利用水中BOD作为氢供给体(有机碳源),将来自好氧池混合液中的硝酸盐及亚硝酸盐还原成氮气逸入大气,达到脱氮的目的。为有效脱氮除磷,对一般的城市污水,COD/TKN为3.5~7.0(完全脱氮COD/TKN>12.5),BOD/TKN为1.5~3.5,COD/TP为30~60,BOD/TP为16~40(一般应>20)。

◆ A²/O工艺流程及原理



首段厌氧池,流入原污水及同步进入的从二沉池回流的含磷污泥,本池主要功能为释放磷,使污水中P的浓度升高,溶解性有机物被微生物细胞吸收而使污水中BOD浓度下降;另外,NH₃-N因细胞的合成而被去除一部分,使污水中NH₃-N浓度下降,但NO₃-N含量没有变化。

在缺氧池中,反硝化菌利用污水中的有机物作碳源,将回流混合液中带入的大量NO₃-N和NO₂-N还原为N₂释放至空气,因此BOD₅浓度下降,NO₃-N浓度大幅度下降,而磷的变化很小。

在好氧池中,有机物被微生物生化降解,而继续下降;有机氮被氨化继而被硝化,使NH₃-N浓度显著下降,但随着硝化过程使NO₃-N的浓度增加,P随着聚磷菌的过量摄取,也以较快的速度下降。所以,A²/O工艺它可以同时完成有机物的去除、硝化脱氮、磷的过量摄取而被去除等功能,脱氮的前提是NH₃-N应完全硝化,好氧池能完成这一功能,缺氧池则完成脱氮功能。厌氧池和好氧池联合完成除磷功能。

◆ A²/O工艺的特点

- 1) 厌氧、缺氧、好氧三种不同的环境条件和不同种类微生物菌群的有机配合，能同时具有去除有机物、脱氮除磷的功能。
- 2) 在同时脱氧除磷去除有机物的工艺中，该工艺流程最为简单，总的水力停留时间也少于同类其他工艺。
- 3) 在厌氧—缺氧—好氧交替运行下，丝状菌不会大量繁殖，SVI 一般小于 100，不会发生污泥膨胀。
- 4) 污泥中磷含量高，一般为 2.5% 以上。
- 5) 脱氮效果受混合液回流比大小的影响，除磷效果则受回流污泥中夹带 DO 和硝酸态氧的影响，因而脱氮除磷效率不可能很高。

◆ A²/O 工艺改良

城市污水脱氮除磷处理工艺一般分为 A²/O 法、氧化沟法和 SBR 法三大类，以 A²/O 法为主流工艺。随着技术的进步，三大类工艺均在不断发展和改进之中，氧化沟法出现了三沟式、DE 型、DT 型、卡鲁塞尔 2000 型（甚至 3000 型）等，SBR 法出现了 ICEAS 法、CASS 法、Unitank 法和 MSBR 法等。和氧化沟法、SBR 法工艺的不断革新相比，A²/O 法似乎较为保守，变化不大。实际上 A²/O 法也在不断发展，特别是近十年来出现了许多改良型 A²/O 工艺，有的已经在工程上成功应用。

■ 传统 A²/O 工艺存在的问题

一般来讲，城市污水水量大而浓度低，在我国长江以南地区低浓度甚至超低浓度城市污水十分常见。理论分析和生产运行实践表明，南方城市污水采用传统 A²/O 工艺，普遍存在以下问题：

- 1) 混合液回流方式工程上不好处理，如用泵回流则电耗较高。为了保证一定的脱氮效率，混合液回流比 I 往往很大，工程上一般在 I=1~4 之间，也就是说需将相当于进水水量 1 倍至 4 倍的混合液回流，尽管扬程很低（一般在 0.5~2m 之间），如果污水厂规模较大，混合液回流电耗是很惊人的。不仅如此，混合液回流给污水厂日常生产运行、生化池结构布置及曝气管路布置等均带来不便。
- 2) 回流污泥富含的硝酸盐对生物除磷的不利影响。回流污泥中含有大量的硝酸盐，回流到厌氧池中会影响厌氧环境，氮的反硝化与厌氧放磷相互竞争，对除磷不利。

- 3) 碳源不足导致氮的去除率不高。由于进水有机物特别是可快速生物降解的有机物浓度低，碳氮比小，反硝化所需碳源不足，反硝化不彻底，影响脱氮效果。以上问题有的是传统 A²/O 工艺本身固有的，属先天不足；有的则是由于外界条件如进水水质影响所造成。为解决这些问题，传统 A²/O 工艺产生许多变种如著名的 UCT 工艺等。显然这种工艺只是在污泥回流位置上作一些变动，小部分污泥回流到厌氧池，大部分则回流到缺氧池，从而减轻了硝酸盐对放磷的影响，而有利于除磷，但只有小部分污泥经历了完整的厌氧~好氧过程，大部分污泥实际上没有经过厌氧阶段而直接进入缺氧和好氧环境，反而对除磷不利。

■ 改良型 A²/O 工艺

针对传统 A²/O 工艺的不足，近年来各种改良型 A²/O 工艺应运而生，其中一些还处在实验室研究或生产性实验阶段，有一些工艺则已经应用到工程实践中。

1) 取消混合液回流

同济大学任洁、顾国维等对 A²/O 工艺进行了取消混合液回流的改良型 A²/O 工艺的试验（中试）研究。试验结果表明，污泥回流比为 150% 时，取消混合液回流后，有机物和氮的去除效果同传统 A²/O 工艺相当，而在同样条件下除磷效果较优。取消混合液回流最初是基于这样的认识：曝气池好氧状态下也可进行一定程度的反硝化，如氧化沟中的同步反硝化作用。

该工艺脱氮作用既包括曝气池中微生物的内源反硝化，也包括回流活性污泥在厌氧区利用原水中的有机物为碳源进行的反硝化，前者所占比例很小，以后者为主。值得注意的是，该试验采用的污泥回流比为 150%，比传统 A²/O 工艺大，这应是脱氮效果好的主要原因，回流污泥中的硝酸盐浓度约为混合液中硝酸盐浓度的 1 倍左右，对脱氮来讲，也就是说 1 倍的回流污泥回流相当于 2 倍的混合液回流。该工艺实际上是将污泥回流系统和混合液回流系统合并为一个回流系统，流程上有所减化，生产运行管理也更直观、简单，但其经济性还值得探讨，因为混合液回流水泵扬程在 1m 左右，而污泥回流水泵扬程在 5m 左右甚至更高，相差 5 倍，电耗差别显而易见。

该工艺和倒置型 A²/O 工艺异曲同工，原理和流程上十分相似，甚至可以说是一回事。回流污泥首先同原污水混合，自然形成一个缺氧区，污泥中的反硝化细

菌利用原污水中的有机物为碳源进行反硝化，很快将回流污泥中的硝酸盐消耗掉，后续区段将处于严格厌氧状态，整个工艺流程相当于以缺氧~厌氧~好氧方式（即倒置型A²/O）运行。

2) 倒置型A²/O工艺

同济大学张波、高廷耀等对倒置A²/O工艺的原理与特点进行了试验研究与理论探索，将传统A²/O工艺的厌氧、缺氧环境倒置过来，在污泥回流比 200%条件下（同样取消混合液回流），得到更好的脱氮除磷效果，有机物去除效果则与传统A²/O工艺相当。

值得注意的是，该工艺污泥回流比同样大于传统A²/O法。工艺的特点是缺氧区位于厌氧区之前。脱氮效果好的原因一是污泥回流比大；二是缺氧段位于工艺的首端，反硝化可优先获得碳源。除磷效果好的原因一是污泥回流比大，且所有回流污泥全部经历完整的厌氧（释磷）~好氧（吸磷）过程，排放的剩余污泥含磷更高；二是缺氧区在前，消除了硝酸盐的不利影响；三是厌氧池在好氧池之前，微生物厌氧释磷后直接进入好氧环境，其在厌氧条件下形成的吸磷动力可以得到更充分利用。国内目前仅有新乡污水处理厂设计采用该工艺，尚未实施。

3) A+A²/O工艺

该工艺在传统A²/O法的厌氧池之前设置回流污泥反硝化池，来自二沉池的回流污泥和 10%左右的进水进入该池（另 90%左右的进水直接进入厌氧池），停留时间为 20~30 分钟，微生物利用 10%进水中的有机物作碳源进行反硝化，去除回流污泥带入的硝酸盐，消除硝态氮对厌氧池放磷的不利影响，保证除磷效果。该工艺简便易行，在厌氧池中分出一格作回流污泥反硝化池即可，在山东泰安、云南玉溪等地的城市污水处理工程中已有应用。

4) TRIZON 工艺

法国得利满公司在国内某工程提交的技术方案中推荐了 TRIZON 工艺。

该工艺的显著特点是不在污水主流路上设缺氧区，而是在回流污泥流路上设污泥活化区，在活化区内，污泥交替经历缺氧和好氧两种状态；第二个特点是污泥活化区、厌氧区、好氧区全部集中在一个池子内（称为 TRIZON 生化池），因而占地面积较小；第三个特点是同样取消了混合液回流。

该工程对普通生活污水处理的去除效果为：BOD₅95~98%，TN70~90%，TP60~

85% (生物除磷)。

■ 总结评价

- 1) 取消混合液回流和倒置A²/O工艺，国内目前还处在实验室小试或中试阶段，尚无大规模工程应用的实践，并且加大污泥回流比的经济性还值得进一步考虑、比较，同时对二沉池的运行带来一定负面影响，所以这两种工艺的采用要谨慎从事。
- 2) TRIZON 工艺系国外水处理公司开发的商业性工艺，国内还没有进行系统性试验研究，缺少设计和运行经验，目前还不具备工程应用的条件。该工艺思路较为新颖，有些类似于传统活性污泥法的回流污泥再生，实质上完全不同。建议有关科研、设计单位进行该工艺的系统试验研究，或者引进、消化、吸收，象给水中气水冲洗过滤技术一样完全国产化，促进脱氮除磷污水处理技术的发展。
- 3) 在目前条件下，如城市污水浓度较高（如北方城市），有脱氮除磷要求，建议采用A+A²/O工艺。该工艺成熟、可靠，解决了回流污泥中硝酸盐对厌氧放磷的不利影响，不失为一种实用的改良A²/O工艺。
- 4) 如城市污水浓度较低，对氮的排放要求不高，采用A²/O工艺要慎重。对进水水质的预测最好宜在实测资料的基础上结合城市发展来进行，以便选择合适的工艺。南方一些城市的污水其BOD₅浓度和TN浓度普遍偏低，用常规活性污泥法通过微生物同化合成作用吸收氮即可使TN达标，在这样的条件下如对磷的排放有要求，采用A/O除磷活性污泥法是一种较好的选择(化学强化一级处理等工艺另当别论)。需要注意的是该工艺也要采取措施消除硝态氮对放磷的不利影响。

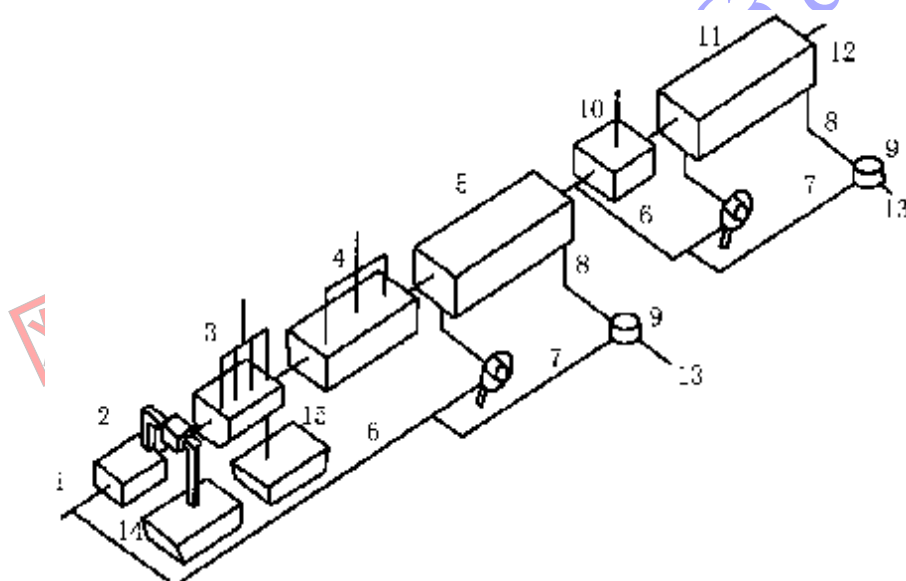
(五) AB 法(Adsorption—Biooxidation)

该法由德国Bohuke教授首先开发，由A级曝气池、中间沉淀池、B级曝气池和最终沉淀池组成。该工艺对曝气池按高、低负荷分二级供氧，各有独立的沉淀和污泥回流系统。高负荷段（A段）停留时间约 20~40 分钟，以生物絮凝吸附作用为主，同时发生不完全氧化反应，生物主要为短世代的细菌群落，去除BOD达 50%以上。A级曝气时间短，产生污泥量大，污泥负荷 2.5kgBOD/(kgMLSS·d)以上，池容积负荷 6kgBOD/(m³·d)以上，B段与常规活性污泥法相似，负荷较低，

泥龄较长。A级与B级间设中间沉淀池。二级池子F/M(污染物量与微生物量之比)不同,形成不同的微生物群体。AB法A段效率很高,并具有较强的缓冲能力,B段起到出水把关作用,处理稳定性较好。对于高浓度的污水处理,AB法具有很好适用性的,并有较高的节能效益。尤其在采用污泥消化和沼气利用工艺时,优势最为明显。但是,AB法污泥产量较大,A段污泥有机物含量极高,污泥后续稳定化处理是必须的,将增加一定的投资和费用。另外,由于A段去除了较多的BOD,可能造成炭源不足,难以实现脱氮工艺。对于污水浓度较低场合,B段运行较为困难,也难以发挥优势。

目前仅有采用A段的做法,效果要好于一级处理,作为一种过渡型工艺,在性能价格比上有较好的优势。一般适用于排江、排海场合。

AB法在欧洲已经得到广泛应用,到1987年止,已经有22家AB法污水处理厂投产,21家在建设和规划中。近年来,国内有关单位也对AB法进行了研究,并取得了一些成果,实践证明该工艺是近代污水处理技术中的一项新发展。



- 1 进水 2 细格栅 3 沉砂池 4 A段曝气池 5 中间沉淀池 6 回流污泥 7 剩余污泥回流 8 浮萍去除 9 污泥调节池 10 B段曝气池 11 最终沉淀池 12 出水排放 13 剩余污泥至另一处理厂 14 格栅截留物排除 15 沉砂排除

◆ AB工艺的主要特征

- 1) A级污泥负荷很高, B级污泥负荷较低; A级和B级的微生物群体特性明显不同,并通过互不相关的两套回流系统严格分开。

- 2) 不设一沉池，使 A 级成为一个开放性的生物动力学系统。
- 3) A 级可以根据污水组分的不同实行好氧或缺氧运行。

◆ AB 工艺的典型设计参数

级别	F/M kgBOD ₅ /kgMLSS · d	水力停留时间 h	MLSS g/L	泥龄	DO
A 级	2~6	0.5	2.0	4~10h	0.2~0.7
B 级	0.10~0.30	2~4	3.5	15~20d	0.7~1.5

◆ AB 工艺的运行机理

- 1) A 级对 BOD、COD 和 SS 的去除

实际上 AB 工艺是由城市排水管网和污水处理厂构成的处理系统。城市居民连续不断地排泄细菌，其中约 5~10% 的细菌能在好氧/兼性厌氧条件下存活和增殖。在排水管网中发生细菌的增殖、适应和选择等生物学过程，使原污水中出现生命力旺盛、能适应原污水环境的微生物群落。因此，城市污水实质上是污染物和微生物群体的共存体。在 AB 工艺的 A 级中充分利用了原污水中存在的生物动力学潜力。污水处理试验中观测到的现象表明，A 级对 BOD 和 COD 的去除不是以细菌的快速增殖降解作用为主，而是以细菌的絮凝吸附作用为主。静态试验表明原污水中存在大量已适应原污水的微生物，这些微生物具有自发絮凝性。当它们进入 A 级曝气池后，在 A 级内原有菌胶团的诱导促进下很快絮凝在一起，絮凝物结构与菌胶团类似，絮凝的同时絮凝物与原有的菌胶团结合在一起，成为 A 级污泥的组成部分，并具有较强的吸附能力和极好的沉降性能。被絮凝的微生物量与 A 级污泥浓度有关，污泥浓度低于 1g/L 时，絮凝效果差。与絮凝吸附发生的同时，微生物出现程度有限的增殖，这种增殖可能与 A 级污泥的促絮凝作用(或物质)的产生有关。根据污水处理试验，进水中以 SS 形式表达的微生物量按 150mg/L 计，A 级出水微生物量为 70mg/L。那么 A 级中由进水微生物形成的污泥浓度 X_i 可按下列式计算：

$$X_i = Q \Delta S Q_c / V$$

式中：Q——进水流量；

Q_c ——A 级的泥龄；

ΔS ——A 级截留的微生物量；

V ——A 级曝气池体积。

将各项数据代入上式：

$$X_i = 4L/h \times 80\text{mg/L} \times 10h/2L = 1600\text{mg/L}.$$

A 级的实际污泥浓度为 2000mg/L，也就是说 A 级污泥中进水微生物占 80%左右，仅 20%左右由增殖作用产生。因此，A 级中絮凝去除占 A 级 BOD 去除的 65%左右，吸附和增殖导致的去除约占 35%。增殖作用去除的 BOD 基本上是溶解性 BOD。

2) A 级对难降解物质的去除

当进水是城市生活污水与工业废水的混合水或只是工业废水时，污水中往往含有许多难降解物质，比如多环芳香族的化合物、卤代烃。若完全用好氧方法处理，不仅消耗大量氧气，而且 BOD 去除往往达不到所要求的指标。当进水中难降解物质含量高时，A 级实行缺氧运行，在这种情况下，A 级中一部分微生物能通过厌氧消化和不完全氧化等方式把 BOD₅ 检测不出、COD 可以检测出的难降解有机物转化成 BOD₅ 易检出的易降解有机物，这种转化在好氧条件下往往难以实现。

3) A 级的抗冲击负荷能力

A 级中的微生物群体对有机污染物和毒物的冲击负荷有显著的缓冲能力，冲击负荷停止后 A 级能很快地恢复正常，因此 A 级的存在使进水水质的变化、污染物和有毒物质的冲击负荷不影响后续工艺的稳定运转。

A 级的抗冲击负荷能力除了与吸附作用有关外，还与下面两种生物学过程密切相关。

➤ 微生物突变

活性污泥中的任何细菌群体都能以各种各样的方式对环境变化作出反应。新环境形成的初期，不适应新环境的细菌死亡，随后从系统中消失。与此同时，新环境为其它细菌的优势增殖提供了有利条件。适应性细菌的重要来源是突变，致突变物质能导致突变，即遗传物质发生变化。这些突变中仅千分之一是能存活的正突变，其余都是致死突变。考虑到 A 级内活性污泥中细菌数量很高，在每一人口当量中每日出现 7.5×10^5 个正突变是可能的。除 X 射线和 Y 射线外，亚硝酸盐等化学物质也是诱变物质。污水中普遍存在的酸、碱和有毒物质的长期影响也能诱发突变。突变为活性污泥适应新环境、降解难降解物质提供了生物遗传学基础。而 A 级污泥对毒物的抗性则来源于：

➤ 质粒的转移

在医疗方面，质粒转移往往造成抗药性基因的迅速传播，从而造成医疗困难，

AB 工艺中的 A 级环境特别有利于质粒的转移。质粒是环形的 DNA 分子，它们不受染色体支配，能侵入菌体并利用菌体的复制系统自我复制增殖。质粒普遍携带抗性基因，有的质粒还携带一般细菌不具备的特殊基因，如降解 PCB 的基因。众多的质粒构成了细菌的抗性基因库和降解特殊有机物的基因库。在选择性工艺环境中(如冲击负荷)，质粒的抗毒性基因和降解特殊物质基因赋予细菌明显的优势。在正常的细胞分裂中，质粒能传给子细胞。质粒还能通过接合作用以携质粒细菌转移到无质粒细菌内，接合过程不受细菌种属和质粒来源的限制，A 级中高密度悬浮细菌的存在对接合有利。在 A 级中占优势地位的肠道细菌的接合过程需花费 1.5-2.0h。假设 A 级泥龄为 8h，那么在 A 级微生物中至少能发生 4 次接合，在此期间约 10% 的细菌受到质粒侵入。质粒在活性污泥中的传播，提高了活性污泥对环境变化、特别是化学变化的抗性。对污水处理厂(特别是工业污水处理厂)来说，处理效果和工艺稳定性的好坏与质粒的存在与否密切相关。

4) AB 工艺与氮、磷去除

由于水体富营养化和水资源短缺问题日益严重，许多污水必须经过除磷脱氮处理，然后排入水体或回用。如果用其它工艺取代 AB 工艺的 B 级，可以使 AB 工艺具有深度处理效果。

➤ 具有脱氮功能的 AB 工艺

在这类工艺中，B 级由好氧工艺变成前置反硝化工艺(例如缺氧/好氧工艺)。A 级对氮和有机物的去除比常规机械处理高许多倍，明显改善了 B 级的硝化条件，使 B 级污泥中硝化菌比例明显提高，硝化速率随之大幅度提高，曝气区体积可以相应降低。对反硝化来说，可以通过改变 A 级的污泥负荷和运行方式调节 A 级的去除率，使反硝化所需的 BOD_5/TN 比值(3 左右)得到最优调节。试验结果表明 B 级污泥中，反硝化菌比例比常规生物脱氮系统的污泥高，反硝化率高 2~3 倍，例如，ARAkrefeld 污水处理厂的 B 级污泥在无外加碳源的情况下反硝化速率为 $6.3mgNO_3^-N/gMLSS \cdot h$ 。由于具脱氮功能的 AB 工艺硝化和反硝化速率高，工艺总体积比常规生物脱氮工艺节省 20% 左右。

➤ 具有除磷功能的 AB 工艺

由于污泥含磷量较高，排泥量大，A 级能去除进水总磷的 20~50%。如果把 B 级换成厌氧/好氧(A/O)除磷工艺，工艺终沉出水的磷浓度将很低(0.5mg/L 以

下)。也可以在B级中增设化学法除磷。前者的投资费用比普通活性污泥法低10%左右,后者则高5~20%。前者的运行费用比普通活性污泥法低10~20%,后者则高10%以上。

➤ AB工艺与生物除磷脱氮工艺的结合

工艺流程由A级加生物除磷脱氮工艺(如A/A/C改良工艺)构成,对原污水水质波动大, BOD_5 和 BOD_5/TN 比值高的污水来说,这类工艺不但能保证处理效果达到要求,而且工艺稳定性高、节能效果明显。

◆ AB工艺的设计要点

A级正常运行的必要条件是原污水中必须有足够的已经适应该污水的微生物。在城市污水中,这些微生物基本上来自人类排泄物。由于A级的去除效率高与进水微生物量直接相关,因此A级之前不宜设置初沉池。在工业废水和某些城市污水中,已经适应污水环境的微生物浓度很低或微生物絮凝性很差,A级效率明显下降。对这类污水来说,不宜采用AB工艺。

为了充分利用絮凝性和吸附效应,保证A级高效运行,A级停留时间最好控制在25~30分钟,停留时间增加反而不利。A级的最佳污泥负荷是3~4 $kgBOD_5/kgNLSS \cdot d$ 。污泥浓度过低或过高对A级运行均不利,控制在2~2.5g/L效果较佳。泥龄的控制取决于污水特性和A级的污泥浓度,在A级中污泥浓度基本上与泥龄成正比关系,最佳泥龄控制应通过试验或生产实践求得。

A级污泥沉降性能极佳,SVI值低于50,因此中间沉淀池水力停留时间,可控制在1.5h以内,污泥回流比控制在70%以内。

B级的设计与常规方法相同,必须注意的是,设计B级时,进水水质应采用A级出水水质;设计高级AB工艺时,应保证B级进水 BOD_5/TN 比值 ≥ 3 。对 BOD_5/TN 小于3左右的污水来说,设置A级对生物除磷脱氮不利,不宜采用高级AB工艺(物理或化学法除磷除氮例外)。

在国内,污泥处置是一个令人头痛的问题。由于AB工艺产泥量大,合理解决污泥处置问题,有助于AB工艺的推广应用。也就是说污泥问题是AB工艺推广应用的主要障碍。

◆ AB工艺的技术经济分析及其在我国应用的可能性

试验和生产性实践已经证实A级能去除40~50%,甚至70%的 BOD_5 和10~30%

的总氮，使工艺过程耗氧量减少 30~40%，总运行费用下降 20%左右，基建投资降低 1~20%，处理效果优于常规工艺，具有良好的经济效益和环境效益。

具有高级处理功能的AB工艺与其它高级处理工艺相比，有节能、工艺稳定性高等优点。A级的设置为后续工艺提供了强有力的保护和支持。污水处理试验结果表明，当BOD₅/TN和BOD₅值偏高时，其生物除磷脱氮功能的AB工艺与单纯生物除磷脱氮工艺相比，运转费用下降 20%左右，BOD、COD、SS、TN和TP的去除率分别高于 96%、90%、95%、80%和 96%。进水BOD₅/TN比值偏低时，为了避免碳能源不足，原污水可直接进入生物除磷脱氮工艺，保证出水水质达到要求。

由于 A 级污泥主要由进水补充和接种，并且泥龄很短，因此 A 级污泥不需要培养和驯化过程，A 级的停与转，可以随时进行并很快进入正常状态，不影响处理效果。管理上不存在困难。

A 级节能的另一面是 A 级污泥产率高、污泥有机物含量高达 65%以上，产气率和产气量也必然增加。沼气用于发电和供热能使污水处理厂的能源得到部分自给。

1) 超负荷污水处理厂的改造

我国污水处理厂的建设速度远远达不到实际需要。处理厂往往超负荷运行，造成一系列问题。如果把它们改成 AB 工艺就能较大幅度提高污水处理厂的处理能力。德国和奥地利的生产性实践已经证明此法行之有效，改造投资极小，经济效益显著。只要把原沉砂池稍加改动，成为 A 级曝气池，初沉池作为中间沉淀池，再装一套回流系统即可。

2) AB 工艺与新厂建设

目前，我国建设大型污水处理厂，往往因资金严重不足，而必须分期进行，下面是一个较理想的分期实施方案：

第一期：机械处理（一级）

第二期：具有半生物效应的机械处理，即 AB 工艺的 A 级（一级半）

第三期：二级处理和部分硝化（AB 工艺）

第四期：高级生物处理（高级 AB 工艺）

在该实施方案中，先建高速率的A级处理特别适合我国国情，因它能缓和建设资金严重不足问题，并能使大量污水得到处理。这是因为A级去除率虽然只有

60%左右，但处理单位BOD₅的费用很低，低于普通活性污泥法的一半，基建投资也低于普通活性污泥法的一半。待资金充足时，很容易续建B级。

◆ 结语

AB 工艺在国外已经有较成熟的经验，但我国的污水特性和水质环境与国外明显不同，既使在国内，各地的情况也相差较大，因此有必要深入研究 AB 工艺，开发出适合不同污水水质和不同处理要求的 AB 工艺和设计参数，使这种高效低能耗、建厂投资小的污水处理方法在我国的污水处理事业中充分发挥作用。

(六) 氧化沟法 (Oxidation Ditch)

氧化沟又名连续循环曝气池 (Continuous Loop Reactor)，是活性污泥法的一种变形。氧化沟污水处理工艺是在 20 世纪 50 年代由荷兰卫生工程研究所研制成功的。自从 1954 年在荷兰的首次投入使用以来，由于其出水水质好、运行稳定、管理方便等技术特点，已经在国内外广泛的应用于生活污水和工业污水的治理，当前可谓热门工艺。

氧化沟实际上是活性污泥法的一种变形，它的水力流态和普通活性污泥法相差较大，是一种首尾相接的循环流，通常采用延时曝气。氧化沟处理污水经济、简单和管理方便，所以它问世以来，发展很快。

严格地说，氧化沟不属于专门的生物除磷脱氮工艺。但是随着氧化沟技术的发展，它早已超出原先的实践范围，出现了一系列除磷脱氮技术与氧化沟技术相结合的污水处理工艺流程。

按照运行方式，氧化沟可以分为连续工作式、交替工作式和半交替工作式。连续工作式氧化沟如帕斯韦尔氧化沟、卡鲁塞尔氧化沟。奥贝尔氧化沟在我国应用比较多，这些氧化沟通过设置适当的缺氧段、厌氧段、好氧段都能取得较好的除磷脱氮效果。连续工作式氧化沟又可分为合建式和分建式。

交替工作式氧化沟一般采用合建式，多采用转刷曝气，不设二沉池和污泥回流设施。交替工作式氧化沟又可分为单沟式、双沟式和三沟式，交替式氧化沟兼有连续式氧化沟和 SBR 工艺的一些特点，可以根据水量水质的变化调节转刷的开停，既可以节约能源，又可以实现最佳的除磷脱氮效果。广东雁田污水厂(近期规模 1.5 万吨/d)采用的是双沟式氧化沟工艺。邯郸东污水厂(一期工程规模 6.6 万吨)采用的是三沟式氧化沟工艺。

一般交替式氧化沟工艺的设备闲置率比较高，容积利用率比较低，如邯郸东污水厂的设计污泥星系数为 0.55，实际为 0.48，D 型氧化沟曝气转刷的实际利用率只有 37.5%。

◆ 氧化沟工艺的主要分类和特点

氧化沟工艺大体上可以分为四类：

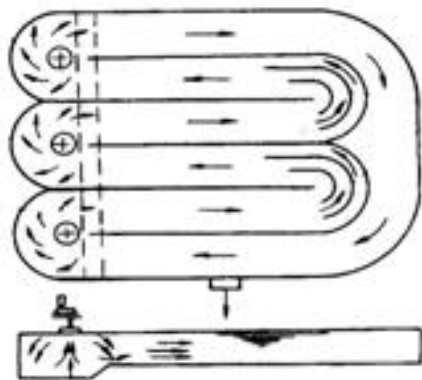
- 1) 卡鲁塞尔氧化沟，它是分建式，有单独的二沉池，采用表曝机曝气，沟深大于多沟交替式氧化沟，长沙水质净化二厂就是这种工艺，它的脱氮除磷效果也不够理想，如果要求脱氮除磷，也需增加一些设施。
- 2) 奥贝尔氧化沟，它也是分建式，有单独二沉池，采用转碟曝气，沟深也较大，现在四川、北京、山东、浙江等地都在采用，它的脱氮效果很好，但除磷效率不够高，要求除磷时还需采取一些措施。
- 3) 多沟交替式氧化沟，它的特点是合建式，没有单独的二沉池，采用转刷曝气。它有单沟、双沟和三沟式，最典型的是三沟式氧化沟。这种氧化沟具有 SBR 工艺的特点，也可算是 SBR 的一种类型，它的脱氮除磷效果不稳定，如果要求脱氮除磷，需增加一些设施。
- 4) 一体化氧化沟，是合建式，沉淀池建在氧化沟内，已在四川成都市新都污水厂和山东高密市污水厂应用。它既是连续进出水，又是合建式，且不用倒换功能，从理论上讲最经济合理，但在一些具体技术问题上还不十分成熟，因此影响了它的推广使用。

目前应用较为广泛的氧化沟类型包括：帕斯韦尔（Pasveer）氧化沟、卡鲁塞尔（Carrousel）氧化沟、奥贝尔（Orbal）氧化沟、T 型氧化沟（三沟式氧化沟）、DE 型氧化沟和一体化氧化沟。这些氧化沟由于在结构和运行上存在差异，因此各具特点。

1. Carrousel 氧化沟

1) Carrousel 氧化沟的结构

Carrousel 氧化沟是 1967 年由荷兰的 DHV 公司开发研制。在原 Carrousel 氧化沟的基础上 DHV 公司和其在美国的专利特许公司 EIMCO 又发明了 Carrousel 2000 系统，实现了更高要求的生物脱氮和除磷功能。至今世界上已有 850 多座 Carrousel 氧化沟和 Carrousel 2000 系统正在运行。



Carrousel 氧化沟使用定向控制的曝气和搅动装置，向混合液传递水平速度，从而使被搅动的混合液在氧化沟闭合渠道内循环流动。因此氧化沟具有特殊的水力学流态，既有完全混合式反应器的特点，又有推流式反应器的特点，沟内存在明显的溶解氧浓度梯度。氧化沟断面为矩形或梯形，平面形状多为椭圆形，沟内水深一般为 2.5~4.5m，宽深比为 2:1，亦有水深达 7m 的，沟中水流平均速度为 0.3m/s。氧化沟曝气混合设备有表面曝气机、曝气转刷或转盘、射流曝气器、导管式曝气器和提升管式曝气机等，近年来配合使用的还有水下推动器。

2) Carrousel 氧化沟处理污水的原理

最初的普通 Carrousel 氧化沟的工艺中污水直接与回流污泥一起进入氧化沟系统。表面曝气机使混合液中溶解氧 DO 的浓度增加到大约 2~3mg/L。在这种充分掺氧的条件下，微生物得到足够的溶解氧来去除 BOD；同时，氨也被氧化成硝酸盐和亚硝酸盐，此时，混合液处于有氧状态。在曝气机下游，水流由曝气区的湍流状态变成之后的平流状态，水流维持在最小流速，保证活性污泥处于悬浮状态（平均流速>0.3m/s）。微生物的氧化过程消耗了水中溶解氧，直到 DO 值降为零，混合液呈缺氧状态。经过缺氧区的反硝化作用，混合液进入有氧区，完成一次循环。该系统中，BOD 降解是一个连续过程，硝化作用和反硝化作用发生在同一池中。由于结构的限制，这种氧化沟虽然可以有效的去处 BOD，但除磷脱氮的能力有限。

为了取得更好的除磷脱氮的效果，Carrousel 2000 系统在普通 Carrousel 氧化沟前增加了一个厌氧区和绝氧区（又称前反硝化区）。全部回流污泥和 10~30% 的污水进入厌氧区，可将回流污泥中的残留硝酸盐在缺氧和 10~30% 碳源条件下完成反硝化，为以后的绝氧池创造绝氧条件。同时，厌氧区中的兼性细菌将可溶性 BOD 转化成 VFA，聚磷菌获得 VFA 将其同化成 PHB，所需能量来源于聚磷

的水解并导致磷酸盐的释放。厌氧区出水进入内部安装有搅拌器的绝氧区，所谓绝氧就是池内混合液既无分子氧，也无化合物氧（硝酸根），在此绝氧环境下，70-90%的污水可提供足够的碳源，使聚磷菌能充分释磷。绝氧区后接普通 Carrousel 氧化沟系统，进一步完成去除 BOD、脱氮和除磷。最后，混合液在氧化沟富氧区排出，在富氧环境下聚磷菌过量吸磷，将磷从水中转移到污泥中，随剩余污泥排出系统。这样，在 Carrousel 2000 系统内，较好的同时完成了去除 BOD、COD 和脱氮除磷。

3) Carrousel 氧化沟除磷脱氮的影响因素

影响 Carrousel 氧化沟除磷的因素主要是污泥龄、硝酸盐浓度及基质浓度。研究表明，当总污泥龄为 8~10d 时活性污泥中的最大磷含量为其干污泥量的 4%，为异养菌体质量的 11%，但当污泥龄超过 15d 时污泥中最大含磷量明显下降，反而达不到最大除磷效果。因此，一味延长污泥龄（例如 20d、25d、30d）是没有必要的，宜在 8~15d 范围内选用。同时，高硝酸盐浓度和低基质浓度不利于除磷过程。

影响 Carrousel 氧化沟脱氮的主要因素是 DO、硝酸盐浓度及碳源浓度。研究表明，氧化沟内存在溶解氧浓度梯度即好氧区 DO 达到 3~3.5mg/L，缺氧区 DO 达到 0~0.5mg/L 是发生硝化反应及反硝化反应的前提条件。同时，充足的碳源及较高的 C/N 比有利于脱氮的完成。

4) Carrousel 氧化沟存在的问题及解决方法

尽管 Carrousel 氧化沟具有出水水质好、抗冲击负荷能力强、除磷脱氮效率高、污泥易稳定、能耗省、便于自动化控制等优点。但是，在实际的运行过程中，仍存在一系列的问题。

5) Carrousel 氧化沟污泥膨胀问题

当废水中的碳水化合物较多，N、P 含量不平衡，pH 值偏低，氧化沟中污泥负荷过高，溶解氧浓度不足，排泥不畅等易引发丝状菌性污泥膨胀；非丝状菌性污泥膨胀主要发生在废水水温较低而污泥负荷较高时。微生物的负荷高，细菌吸取了大量营养物质，由于温度低，代谢速度较慢，积贮起大量高粘性的多糖类物质，使活性污泥的表面附着水大大增加，SVI 值很高，形成污泥膨胀。

针对污泥膨胀的起因，可采取不同对策：由缺氧、水温高造成的，可加大曝

气量或降低进水量以减轻负荷，或适当降低 MLSS（控制污泥回流量），使需氧量减少；如污泥负荷过高，可提高 MLSS，以调整负荷，必要时可停止进水，闷曝一段时间；可通过投加氮肥、磷肥，调整混合液中的营养物质平衡（BOD₅: N: P=100: 5: 1）；pH 值过低，可投加石灰调节；漂白粉和液氯（按干污泥的 0.3%~0.6% 投加），能抑制丝状菌繁殖，控制结合水性污泥膨胀。

6) Carrousel 氧化沟泡沫问题

由于进水中带有大量油脂，处理系统不能完全有效地将其除去，部分油脂富集于污泥中，经转刷充氧搅拌，产生大量泡沫；泥龄偏长，污泥老化，也易产生泡沫。用表面喷淋水或除沫剂去除泡沫，常用除沫剂有机油、煤油、硅油，投量为 0.5~1.5mg/L。通过增加曝气池污泥浓度或适当减小曝气量，也能有效控制泡沫产生。当废水中含表面活性物质较多时，易预先用泡沫分离法或其他方法去除。另外也可考虑增设一套除油装置。但最重要的是要加强水源管理，减少含油过高废水及其它有毒废水的进入。

7) Carrousel 氧化沟污泥上浮问题

当废水中含油量过大，整个系统泥质变轻，在操作过程中不能很好控制其在二沉池的停留时间，易造成缺氧，产生腐化污泥上浮；当曝气时间过长，在池中发生高度硝化作用，使硝酸盐浓度高，在二沉池易发生反硝化作用，产生氮气，使污泥上浮；另外，废水中含油量过大，污泥可能挟油上浮。

发生污泥上浮后应暂停进水，打碎或清除污泥，判明原因，调整操作。污泥沉降性差，可投加混凝剂或惰性物质，改善沉淀性；如进水负荷大应减小进水量或加大回流量；如污泥颗粒细小可降低曝气机转速；如发现反硝化，应减小曝气量，增大回流或排泥量；如发现污泥腐化，应加大曝气量，清除积泥，并设法改善池内水力条件。

8) Carrousel 氧化沟流速不均及污泥沉积问题

在 Carrousel 氧化沟中，为了获得其独特的混合和处理效果，混合液必须以一定的流速在沟内循环流动。一般认为，最低流速应为 0.15m/s，不发生沉积的平均流速应达到 0.3~0.5m/s。氧化沟的曝气设备一般为曝气转刷和曝气转盘，转刷的浸没深度为 250~300mm，转盘的浸没深度为 480~530mm。与氧化沟水深（3.0~3.6m）相比，转刷只占了水深的 1/10~1/12，转盘也只占了 1/6~1/7，

因此造成氧化沟上部流速较大(约为 0.8~1.2m, 甚至更大), 而底部流速很小(特别是在水深的 2/3 或 3/4 以下, 混合液几乎没有流速), 致使沟底大量积泥(有时积泥厚度达 1.0m), 大大减少了氧化沟的有效容积, 降低了处理效果, 影响了出水水质。

加装上、下游导流板是改善流速分布、提高充氧能力的有效方法和最方便的措施。上游导流板安装在距转盘(转刷)轴心 4.0 处(上游), 导流板高度为水深的 1/5~1/6, 并垂直于水面安装; 下游导流板安装在距转盘(转刷)轴心 3.0m 处。导流板的材料可以用金属或玻璃钢, 但以玻璃钢为佳。导流板与其他改善措施相比, 不仅不会增加动力消耗和运转成本, 而且还能够较大幅度地提高充氧能力和理论动力效率。

另外, 通过在曝气机上游设置水下推动器也可以对曝气转刷底部低速区的混合液循环流动起到积极推动作用, 从而解决氧化沟底部流速低、污泥沉积的问题。设置水下推动器专门用于推动混合液可以使氧化沟的运行方式更加灵活, 这对于节约能源、提高效率具有十分重要的意义。

9) Carrousel 氧化沟的发展

由于污水处理标准中对除磷脱氮的要求越来越严格, Carrousel 氧化沟也得到了进一步的发展。目前, 研究及应用较多的包括以下两种类型: 微孔曝气型 Carrousel 2000 系统、Carrousel 3000 系统。

■ 微孔曝气型 Carrousel 2000 系统

微孔曝气型 Carrousel 2000 系统采用微孔曝气(供气设备为鼓风机), 微孔曝气器可产生大量直径为 1mm 左右的微小气泡, 这大大提高了气泡的表面积, 使得在池容积一定的情况下氧转移总量增大(如池深增加则其传质效率将更高)。根据目前鼓风机生产厂家的技术能力, 池的有效水深最大可达 8m, 因此可根据不同的工艺要求选取合适的水深。传统氧化沟的推流是利用转刷、转碟或倒伞型表曝机实现的, 其设备利用率低、动力消耗大。微孔曝气型 Carrousel 2000 系统则采用了水下推流的方式, 即把潜水推进器叶轮产生的推动力直接作用于水体, 在起推流作用的同时又可有效防止污泥的沉降。因而, 采用潜水推进器既降低了动力消耗, 又使泥水得到了充分地混合。

从水力特性来看, 微孔曝气型 Carrousel 2000 系统为环状折流池型, 兼有推

流式和完全混合式的流态。就整个氧化沟来看，可认为氧化沟是一个完全混合曝气池，其浓度变化系数极小甚至可以忽略不计，进水将迅速得到稀释，因此它具有很强的抗冲击负荷能力。但对于氧化沟中的某一段则具有某些推流式的特征，即在曝气器下游附近地段 DO 浓度较高，但随着与曝气器距离的不断增加则 DO 浓度不断降低（出现缺氧区）。这种构造方式使缺氧区和好氧区存在于一个构筑物内，充分利用了其水力特性，达到了高效生物脱氮的目的。

微孔曝气型 Carrousel 2000 系统尽管具有充氧能力强、除磷脱氮效果好、占地面积少和能耗低等优点，但同时它也存在微孔曝气设备维修的问题。目前，国内微孔曝气器的使用寿命为 4~5 年，好的可达 8~10 年，但与进口微孔曝气器相比还有一定的差距。曝气器的维修不像表曝设备那样方便，它需要干池才能检修，也就是说一旦微孔曝气器出现问题需采用平行两组或三组来解决问题，或者采用提升装置等来解决，这也将会给生产和管理带来极大的不便。

■ Carrousel 3000 系统

Carrousel 3000 系统是在 Carrousel 2000 系统前再加上一个生物选择区。该生物选择区是利用高有机负荷筛选菌种，抑制丝状菌的增长，提高各污染物的去除率，其后的工艺原理同 Carrousel 2000 系统。

Carrousel 3000 系统的较大提高表现在：一是增加了池深，可达 7.5~8m，同心圆式，池壁共用，减少了占地面积，降低造价同时提高了耐低温能力（可达 7℃）；二是曝气设备的巧妙设计，表曝机下安装导流筒，抽吸缺氧的混合液，采用水下推进器解决流速问题；三是使用了先进的曝气控制器 QUTE（它采用一种多变量控制模式）。四是采用一体化设计，从中心开始，包括以下环状连续工艺单元：进水井和用于回流活性污泥的分水器；分别由四部分组成的选择池和厌氧池，这之外是有三个曝气器和一个预反硝化池的 Carrousel 2000 系统。五是圆形一体化的设计使得氧化沟不需额外的管线，即可实现回流污泥在不同工艺单元间的分配。

10) 结论

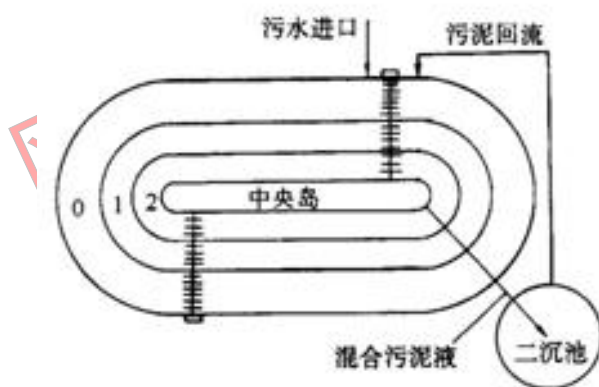
Carrousel 氧化沟由于具有良好的除磷脱氮能力、抗冲击负荷能力和运行管理方便等优点，已经得到了广泛的应用。但由于科技的发展和社会的进步，该工艺必将得到进一步的提高。

Carrousel 氧化沟的未来研究方向将主要体现在以下几方面。

- 结合生物膜法，研究和开发生物模型 Carrousel 氧化沟。这样不仅可以提高单位反应器的微生物总量，从而提高有机负荷，而且生物膜本身具有的内置 A/O 系统强化了脱氮效果。
- 不断提高 Carrousel 氧化沟中微生物的活性。例如在氧化沟中投加 EM 专一菌种、投入铁盐使微生物驯化成生物铁、投入活性炭增强菌胶团的形成并提高耐毒性冲击等。
- 提高 Carrousel 氧化沟设备性能和监控技术。提高表曝机、水下推进器的性能，减少维修工作量；利用 DO、ORP 等多目标监控技术及变频技术是今后 Carrousel 氧化沟科学运行的必由之路。
- 提高 Carrousel 氧化沟的耐寒、耐毒性能，减少占地面积和工程造价。膜理论的应用、深池水力条件和工艺性能的研究为降低工程造价、提高耐寒耐毒性能等提供了可能的方向。

2. 奥贝尔氧化沟 (Orbal)

1) 奥贝尔氧化沟工艺的特征



- 奥贝尔氧化一般沟由三个同心椭圆形沟道组成，污水由外沟道进入，与回流污泥混合后，由外沟道进入中间沟道再进入内沟道，在各沟道循环达数百到数十次。最后经中心岛的可调堰门流出，至二次沉淀池。在各沟道横跨安装有不同数量水平转碟曝气机，进行供氧兼有较强的推流搅拌作用。外沟道体积占整个氧化沟体积的 50%~55%，溶解氧控制趋于 0 mg/L,高效地完成主要氧化作用;中间沟道容积一般为 25%~30%,溶解氧控“在 1.0mg/L 左右,作为“摆动沟道”，可发挥外沟道或内沟道的强

化作用；内沟道的容积约为总容积的 15%~20%，需要较高的溶解氧值（2.0mg/L 左右），以保证有机物和氨氮有较高的去除率。

- 外沟道的供氧量通常为总供氧量的 50%左右，但 80%以上的 BOD 可以在外沟道中去除。由于外沟道溶解氧平均值很低，绝大部分区域 DO 为 0 mg/L,所以，氧传递作用是在亏氧条件下进行的，氧的传递效率有所提高，有一定的节能效果。加之下面将谈到的外沟道内所特有的同时硝化反硝功能，节能效果更为明显。内沟道作为最终出水的把关，一般应保持较高的溶解氧，但内沟道容积最小，能耗相对较低。中沟道起到互补调节作用，提高了运行的可靠性和可控性。奥贝尔氧化沟独特的构造和机理，使之以较节能的方式获得稳定的处理效果。
- 奥贝尔氧化沟具有较好的脱氮功能。在外沟道形成交替的耗氧和大区域的缺氧环境，较高程度地发生“同时硝化反硝化”，即使在不设内回流的条件下，也能获得较好的脱氮效果。
- 奥贝尔氧化沟具有推流式和完全混合式两种流态的优点。对于每个沟道内来讲，混合液的流态基本为完全混合式，具有较强的抗冲击负荷能力；对于三个沟道来讲，沟道与沟道之间的流态为推流式，有着不同的溶解浓度和污泥负荷，兼有多沟道串联的特性，有利于难降解有机物的去除，并可减少污泥膨胀现象的发生。
- 奥贝尔氧化沟采用的曝气转碟，其表面密布凸起的三解形齿结，使其在与水体接触时将污水打碎成细密水花，具有较高的充氧能力和动力效率。通过改变曝气机的旋转方向、浸水深度、转速和开停数量，可以调整供氧能力和电耗水平。尤其是碟片可以方便的拆装，更为优化运行提供了简便手段。另一方面，由于转碟具有极强的整流和推流能力，氧化沟有效水深可达 4 米以上，即使因优化控制需要而减少曝气机运行台数时，一般不会发生沉淀现象这是曝气转碟和奥贝尔沟型所独具的优点。

2) 奥贝尔氧化沟的适用范围

奥贝尔氧化沟一般适用于 20 万立方米/日以下规模的城市污水处理厂，尤其推荐应用于中小规模的城市污水处理厂。

由于奥贝尔氧化沟属于多反应器系统，在一定程度上有利于难降解有机物的

去除，且抗冲击负荷能力强，因此，当城市污水中工业废水比例较高时，奥贝尔氧化沟较其他类型氧化沟有更好的适应性。

奥贝尔氧化沟有三个相对独立的沟道，进水方式灵活。在暴雨期间，进水可以超越外沟道，直接进入中沟道或内沟道，由外沟道保留大部分活性污泥，利于系统的恢复。因此，对于合流制或部分合流制的污水系统，奥贝尔氧化沟均有很好的适用性。

3) 工艺流程和典型构造

与其它形式的氧化沟一样，奥贝尔氧化沟也具有工艺流程简单的优点。对于中小规模的城市污水厂，一般可不设初次沉淀池和污泥消化池。悬浮状有机物可在氧化沟内基本得到好氧稳定，这比设初沉池及单独处理初沉污泥要简便经济。当然，合理的工艺流程必须按照实际情况经充分的技术经济比较后确定。

奥贝尔氧化沟的预处理及污泥处理部分的流程与其他活性污泥法处理工艺相似。奥贝尔氧化沟通常由三个同心的沟道组成，平面上为圆形或椭圆形。沟道之间采用隔墙分开，隔墙下部设有必要面积的通水窗口。沟道断面形状多为矩形或梯形。隔墙一般使用 100~150 毫米厚的现浇钢筋混凝土构造。各沟道宽度由工艺设计确定，一般不大于 9 米。有效水深以 4~4.3 米为宜。

原污水和回流污泥可进入外、中、内三个沟道，通常均进入外沟道。出水自内沟道经中心岛内的堰门排出，进入沉淀池。当脱氮要求较高时，可以增设内回流系统（由内沟道回流到外沟道），提高反硝化程度。

4) 关键设备的选型

奥贝尔氧化沟的预处理和污泥处理所需设备与其他工艺相似，不作详细描述。关键设备是曝气转碟和沉淀池的排泥桥，对其主要构造和性能要求阐述如下：

➤ 曝气转碟

曝气转碟属转盘类水平推流式表面曝气器，由盘片、水平轴及其两端的滚动轴承、减速机和电动机组组成。每片圆形的曝气转碟由两个半圆形部件组成。每对半圆形部件跨穿水平轴，组成整体的圆片，每个碟片可以独立拆装，便于调节安装密度，使整机达到所需的充氧能力，每米轴长一般装碟片 3 片至 5 片。碟片采用聚苯材料注塑或采用玻璃钢压铸而成，其中聚苯材料碟片自重较轻，动力效率较高，国内已有质量很好的合资产品。碟片表面布有梯形凸块，兼有供氧和推

流搅拌的功能。水平轴采用厚壁无缝钢管制造，表面作特种防腐处理。驱支装置主要由减速机和电机组成。

曝气转碟的基本性能如下：

曝气转碟直径：1400mm；

适用转速：50~55rpm，经济转速：50rpm；

适用浸没深度：400~530mm，经济浸没深度：500mm；

单盘标准清水充氧能力：0.8~1.6kgO₂/kw.h(以轴功率计)；

适用工作水深：4~5m；

水平轴跨度：≤10.0m；

安装密度：<5ds/m。

➤ 沉淀池排泥桥

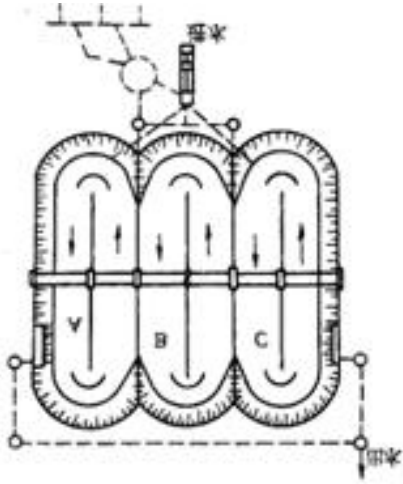
奥贝尔氧化沟的污泥浓度（MLSS）较高，运行中一般在4~6克/升，回流污泥必须有较高的含固率。因此，对沉淀池和排泥设备有严格的要求。尤其是排泥设备，必须确保足够的排泥浓度，通常需要特殊的工艺和结构设计。在设备选择时应充分注意这一性能要求，保证实现奥贝尔氧化沟的整体工艺的优势。

5) 工程应用

在消化吸收的基础上，中国市政工程华北设计研究院对奥贝尔系统在中国的应用情况、适应性、处理效果、工艺特性与机理等进行了全面、系统的研究，并进行了较大规模实际工程的工艺性能测试与研究。同时，已经设计了20余座奥贝尔工艺的城市污水处理厂，其中，三个项目已投入运转，包括北京大兴污水处理厂、山东莱西污水处理厂等，已显示出良好的技术特性。另外，天津国不水设备工程公司和美国合作生产的曝气转碟已经大批量生产，技术性能达到国际同类产品的质量水平，为确保奥贝尔氧化沟工艺和设备的整体优势创造条件。

3. 三沟式氧化沟

三沟式氧化沟污水处理工艺作为一种流程简单，能耗低，运行管理方便，是适合我国中小型城市使用的简便、高效的污水处理技术。同时也存在一些不足，通过改进将具有广泛的应用价值。

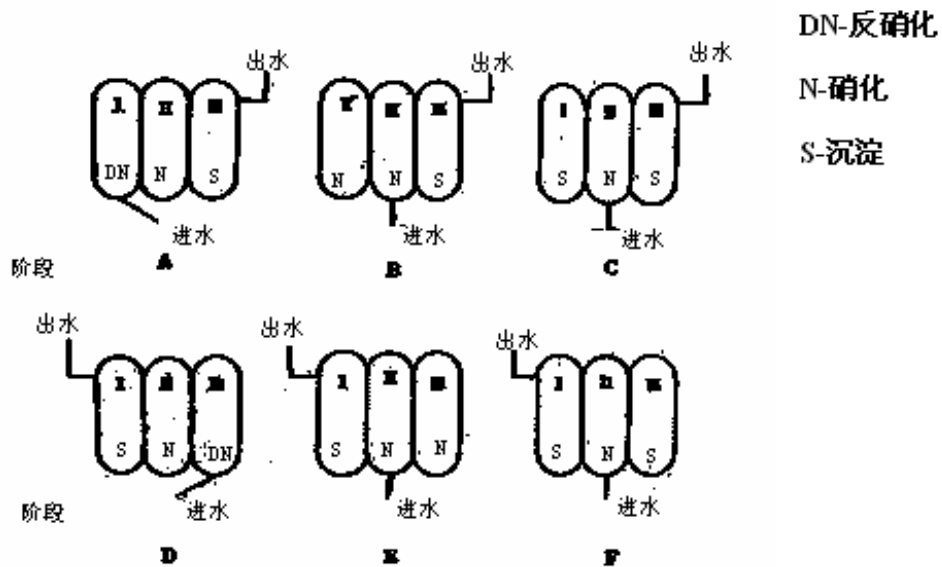


1) 概述

三沟式氧化沟是氧化沟的一种典型构造型式，目前采用的三沟式氧化沟工艺，是丹麦在间歇式运行的氧化沟基础上开创的，它实际上仍是一种连续流活性污泥法，只是将曝气、沉淀工序集于一体，并具有按时间顺序交替轮换运行的特点，其运转周期可根据处理水质的不同进行调整，从而使其运行操作更趋于灵活方便。这种工艺流程简单，无需另设一次、二次沉淀池和污泥回流装置，使氧化沟工艺的基建投资和运行费用大为降低，并在一定程度上解决了以往氧化沟占地面积大的缺点，我国邯郸市东污水处理厂采用的就是这种工艺。

2) 三沟式氧化沟的工艺流程

三沟式氧化沟工艺主要按下面六个阶段轮换运行。



三沟式氧化沟工艺流程图

- 阶段 A: 污水经配水井进入沟 I, 沟内转刷以低速运转, 转速控制在仅能维持水和污泥混合, 并推动水流循环流动, 但不足以供给微生物降解有机物所需的氧。此时, 沟 I 处于缺氧状态, 沟内活性污泥利用水中的有机物作为碳源, 活性污泥中的反硝化菌则利用前一段产生的硝酸盐中的氧来降解有机物, 释放出氮气, 完成反硝化过程。同时沟 I 的出水堰自动升起, 污水和污泥混合液进入沟 II。沟 II 内的转刷以高速运行, 保证沟内有足够的溶解氧来降解有机物, 并使氨氮转化为硝酸盐, 完成硝化过程。处理后的污水流入沟 III, 沟 III 中的转刷停止运转, 起沉淀池的作用, 进行泥水分离, 由沟 III 处理后的水经自动降低的出水堰排出。
- 阶段 B: 进水改从处于好氧状态的沟 II 流入, 并经沟 III 沉淀后排出。同时沟 I 中的转刷开始高速运转, 使其从缺氧状态变为好氧状态, 并使阶段 A 进入沟 I 的有机物和氨氮得到好氧处理, 待沟内的溶解氧上升到一定值后, 该阶段结束。
- 阶段 C: 进水仍然从沟 II 注入, 经沟 III 排出, 但沟 I 中的转刷停止运转, 开始进行泥水分离, 待分离完成, 该阶段结束。阶段 A、B、C 组成了上半个工作循环。
- 阶段 D: 进水改从沟 III 流入, 沟 III 出水堰升高, 沟 I 出水堰降低, 并开始出水。同时, 沟 III 中转刷开始低速运转, 使其处于缺氧状态。沟 II 则仍然处于好氧状态, 沟 I 起沉淀池作用。阶段 D 与阶段 A 的水淹方向恰好相反, 沟 III 起反硝化作用, 出水由沟 I 排出。
- 阶段 E: 类似于阶段 B, 进水又从沟 II 流入, 沟 I 仍然起沉淀池作用, 沟 III 中的转刷开始高速运转, 并从缺氧状态变为好氧状态。
- 阶段 F: 类似于阶段 C, 沟 II 进水, 沟 I 沉淀出水。沟 III 中的转刷停止运转, 开始泥水分离。至此完成整个循环过程。

通常一个工作循环需 4~8 小时, 在整个循环过程中, 中间的沟始终处于好氧状态, 而外侧两沟中的转刷则处于交替运行状态, 当转刷低速运转时, 进行反硝化过程, 转刷高速运转时, 进行硝化过程, 而转刷停止运转时, 氧化沟起沉淀池作用。不难看出, 若调整各阶段的运行时间, 就可达到不同的处理效果, 以适应水质、水量的变化。目前运行的这种工艺, 大部分是预先将各阶段的运行时间,

根据具体的水质、水量，编入运行管理的计算机程序中，从而使整个管理过程运行灵活、操作方便。

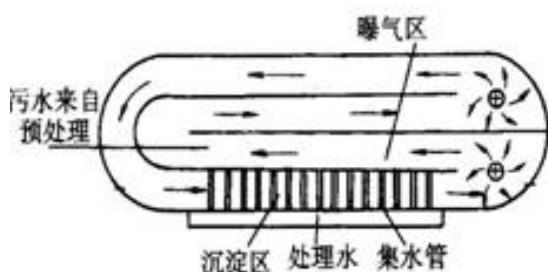
3) 三沟式氧化沟的优点

美国EPA对不同生物处理法的运行情况的调查结果表明，不同工艺出水BOD₅小于 20mg / L的时间占总运行时间百分数分别是：氧化沟 90%，鼓风曝气 70%，生物滤池 60%。由此可见，氧化沟的处理效果比其它生物处理方法稳定。氧化沟的特点是低负荷运行，因此有机物可以有效去除，COD去除率在 90%以上。而且对氨氮完成硝化。氧化沟运行操作简便，基建和运行费均低于活性污泥法。当要求污水脱氮时，氧化沟比其它生物脱氮工艺费用低、TN去除效率高，因为它的循环运行方式非常适合生物脱氮的过程，不需要为反硝化而增设回流系统。

4) 三沟式氧化沟的应用前景

三沟式氧化沟是新一代氧化沟工艺的典型代表,这种氧化沟工艺结合了许多新的污水处理操作方式,如A/O法,S B R法等。通过对生产性三沟式氧化沟的调查研究表明,这种工艺处理效果十分稳定,满足BOD₅和悬浮物浓度小于 30mg/L的频率分别为 92%和 96%。而且，氧化沟排放的剩余污泥可满足EPA推荐的B级污泥病原菌排放标准。其反硝化运行和硝化运行的时间比TDN/TN对调节三沟式氧化沟脱氮效果起着重要的作用,是一个关键的运行参数,针对不同的污水水质,调节TDN/TN可达到比较好的氮去除效果。三沟式氧化沟工艺能耗低,运行管理方便,是适合我国中小型城市使用的简便、高效的污水处理技术。

4. 一体化氧化沟工艺



一体化氧化沟广义上是指，作为生化处理的氧化沟和沉淀池或其他类型的固液分离设施合建为同一构筑物的布置形式。目前国内推出的一体化氧化沟，主要包括侧沟式和中心岛式两种类型，其特点是：集曝气、沉淀（泥水分离）和污泥

回流功能为一体，不设单独的沉淀池。主要优点是节省占地面积。

该技术一般被认为具有以下优点：采用曝气与沉淀的合建方式，占地较省；特殊的固液分离器，能达到较大的污泥表面负荷，相对普通沉淀池更节省用地及基建投资。省去专门的污泥回流系统，投资和运行费用有所减少。

但是，就目前该技术的可靠成熟及稳定性来讲，有些问题应当审慎考虑：难以形成功能相对独立的厌氧、缺氧和好氧区域，对除磷脱氮要求较高的场合稳定性较差。

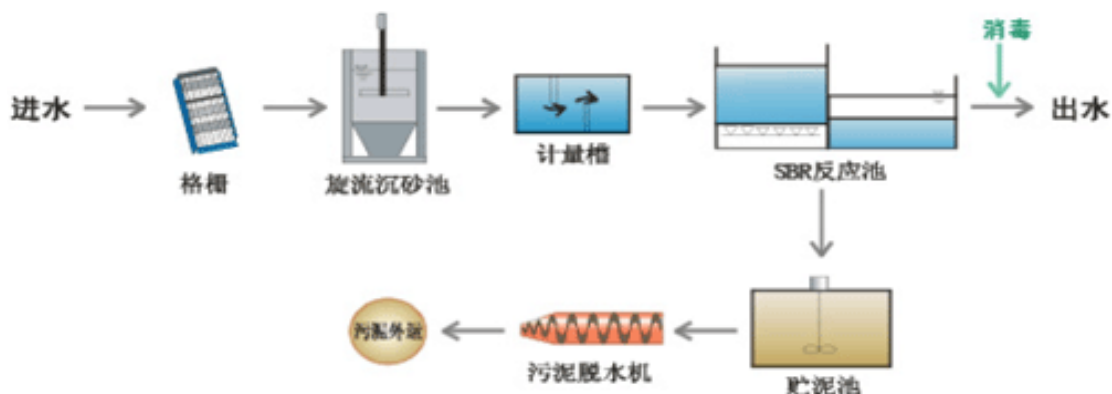
固液分离器内斜板（或类似组件）强化了分离效果，提高了表面负荷，从而进一步减少占地面积。然而，实践证明，由于污水污泥具有粘稠性，且易形成生物粘膜，斜管或斜板有堵塞和淤积的可能，会增加维护的工作量。

只有在理想的水力条件下，固液分离器内才会形成污泥层，通过截留作用，强化分离效果。但是，由于污水流量和水质的变化，氧化沟内的流速和出流量总是变化的，污泥层难以稳定，有可能出现浮泥，增加出水的SS。

该工艺技术由于“一体化”的组合，构筑物相对简单，能耗略有降低。如在表曝设备，可靠性和稳定性等方面给予适当技术改进，可在小规模污水厂推广应用。

(七) SBR法(Sequencing Batch Reactor)

SBR是序列间歇式活性污泥法(Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process)的简称，是一种按间歇曝气方式来运行的活性污泥污水处理技术，又称序批式活性污泥法。与传统污水处理工艺不同，SBR技术采用时间分割的操作方式替代空间分割的操作方式，非稳定生化反应替代稳态生化反应，静置理想沉淀替代传统的动态沉淀。它的主要特征是在运行上的有序和间歇操作，SBR技术的核心是SBR反应池，该池集均化、初沉、生物降解、二沉等功能于一池，无污泥回流系统。



◆ SBR 工艺主要类型

- 1) 传统式 SBR 工艺。它的所有操作都是间歇的、周期性的。它的脱氮除磷效果不够稳定，如要求脱氮除磷，需做一些改进。
- 2) ICEAS 工艺。即间歇式循环延时曝气活性污泥法，它用隔墙将反应池分为两部分，前面是预反应区，后面是主反应区，采用连续进水，间歇曝气、沉淀、排水、排泥。它可以脱氮除磷，但效果不够理想。
- 3) DAT—IAT 工艺。即连续曝气和间歇曝气相结合的工艺，反应池中部用隔墙分为两部分，前边 DAT 连续曝气，后边 IAT 间歇曝气、沉淀、排水、排泥。它的脱氮除磷功能一般，需增加设施才能提高脱氮除磷效率。
- 4) CAST 工艺。即循环式活性污泥法，它的反应池用隔墙分为选择区和主反应区，进水、曝气、沉淀、排水、排泥都是间歇周期性运行。它的脱氮除磷效果好，防止污泥膨胀的性能好。
- 5) UNITANK 工艺。是三个矩形池并联，按照类似三沟式氧化沟的周期运行模式工作，但把转刷曝气改为鼓风曝气，可加大池深，把出水可调堰改为固定堰，简化了排水，它的功能和三沟式氧化沟类似。

◆ SBR 工艺优点

- 1) 理想的推流过程使生化反应推动力增大，效率提高，池内厌氧、好氧处于交替状态，净化效果好。
- 2) 运行效果稳定，污水在理想的静止状态下沉淀，需要时间短、效率高，出水水质好。
- 3) 耐冲击负荷，池内有滞留的处理水，对污水有稀释、缓冲作用，有效抵抗水量和有机污物的冲击。
- 4) 工艺过程中的各工序可根据水质、水量进行调整，运行灵活。
- 5) 处理设备少，构造简单，便于操作和维护管理。
- 6) 反应池内存在 DO、BOD₅ 浓度梯度，有效控制活性污泥膨胀。
- 7) SBR 系统本身也适合于组合式构造方法，利于废水处理厂的扩建和改造。
- 8) 脱氮除磷，适当控制运行方式，实现好氧、缺氧、厌氧状态交替，具有良好的脱氮除磷效果。
- 9) 工艺流程简单、造价低。主体设备只有一个序批式间歇反应器，无二沉

池、污泥回流系统，调节池、初沉池也可省略，布置紧凑、占地面积省。

但因每个池子都需要设曝气和输配水系统，采用滗水器及控制系统，间歇排水水头损失大，池容的利用率不理想，因此，一般来说并不太适用于大规模的城市污水处理厂。

现在又开发出一些连续进水、连续出水的改良性 SBR 工艺，如 ICEAS 法、CASS 法、IDEA 法等。

◆ SBR 系统的适用范围

由于上述技术特点，SBR 系统进一步拓宽了活性污泥法的使用范围。就近期的技术条件，SBR 系统更适合以下情况：

- 1) 中小城镇生活污水和厂矿企业的工业废水，尤其是间歇排放和流量变化较大的地方。
- 2) 需要较高出水水质的地方，如风景游览区、湖泊和港湾等，不但要去除有机物，还要求出水中除磷脱氮，防止河湖富营养化。
- 3) 水资源紧缺的地方。SBR 系统可在生物处理后进行物化处理，不需要增加设施，便于水的回收利用。
- 4) 用地紧张的地方。
- 5) 对已建连续流污水处理厂的改造等。
- 6) 非常适合处理小水量，间歇排放的工业废水与分散点源污染的治理。

◆ SBR 设计要点

1) 运行周期 (T) 的确定

SBR 的运行周期由充水时间、反应时间、沉淀时间、排水排泥时间和闲置时间来确定。充水时间 (t_v) 应有一个最优值。如上所述，充水时间应根据具体的水质及运行过程中所采用的曝气方式来确定。当采用限量曝气方式及进水中污染物的浓度较高时，充水时间应适当取长一些；当采用非限量曝气方式及进水中污染物的浓度较低时，充水时间可适当取短一些。充水时间一般取 1~4 h。反应时间 (t_R) 是确定 SBR 反应器容积的一个非常主要的工艺设计参数，其数值的确定同样取决于运行过程中污水的性质、反应器中污泥的浓度及曝气方式等因素。对于生活污水类易处理废水，反应时间可以取短一些，反之对含有难降解物质或有毒物质的废水，反应时间可适当取长一些。一般在 2~8h。沉淀排水时间

($tS+D$) 一般按 2~4h 设计。闲置时间 (tE) 一般按 2h 设计。

一个周期所需时间 $tC \geq tR + tS + tD$

周期数 $n = 24 / tC$

2) 反应池容积的计算

假设每个系列的污水量为 q ，则在每个周期进入各反应池的污水量为 $q/n \cdot N$ 。各反应池的容积为：

V : 各反应池的容量

l/m : 排出比

n : 周期数 (周期/d)

N : 每一系列的反应池数量

q : 每一系列的污水进水量 (设计最大日污水量) (m^3/d)

3) 曝气系统

序批式活性污泥法中，曝气装置的能力应是在规定的曝气时间内能供给的需氧量，在设计中，高负荷运行时每单位进水BOD为 $0.5 \sim 1.5 kgO_2/kgBOD$ ，低负荷运行时为 $1.5 \sim 2.5 kgO_2/kgBOD$ 。

在序批式活性污泥法中，由于在同一反应池内进行活性污泥的曝气和沉淀，曝气装置必须是不易堵塞的，同时考虑反应池的搅拌性能。常用的曝气系统有气液混合喷射式、机械搅拌式、穿孔曝气管、微孔曝气器，一般选射流曝气，因其在曝气时尚有混合作用，同时避免堵塞。

4) 排水系统

- 上清液排除出装置应能在设定的排水时间内，活性污泥不发生上浮的情况下排出上清液，排出方式有重力排出和水泵排出。
- 为预防上清液排出装置的故障，应设置事故用排水装置。
- 在上清液排出装置中，应设有防浮渣流出的机构。

序批式活性污泥的排出装置在沉淀排水期，应排出与活性污泥分离的上清液，并且具备以下的特征：

- 应能既不扰动沉淀的污泥，又不会使污泥上浮，按规定的流量排出上清液。(定量排水)
- 为获得分离后清澄的处理水，集水机构应尽量靠近水面，并可随上清液

排出后的水位变化而进行排水。(追随水位的性能)

- 排水及停止排水的动作应平稳进行, 动作准确, 持久可靠。(可靠性)
- 排水装置的结构形式, 根据升降的方式的不同, 有浮子式、机械式和不作升降的固定式。

5) 排泥设备

设计污泥干固体量=设计污水量×设计进水 SS 浓度×污泥产率 / 1000

在高负荷运行 (0.1~0.4 kgBOD/kgss·d) 时污泥产量以每流入 1 kgSS 产生 1 kg 计算, 在低负荷运行 (0.03~0.1 kgBOD/kgss·d) 时以每流入 1 kgSS 产生 0.75 kg 计算。

在反应池中设置简易的污泥浓缩槽, 能够获得 2~3% 的浓缩污泥。由于序批式活性污泥法不设初沉池, 易流入较多的杂物, 污泥泵应采用不易堵塞的泵型。

◆ SBR 设计主要参数

序批式活性污泥法的设计参数, 必须考虑处理厂的地域特性和设计条件(用地面积、维护管理、处理水质指标等)适当的确定。

用于设施设计的设计参数应以下值为准:

- BOD-SS 负荷 (kgBOD/kgss·d) 0.03~0.4
- MLSS (mg/l) 1500~5000
- 排出比 (1/m) 1/2~1/6
- 安全高度 ϵ (cm) (活性污泥界面以上的最小水深) 50 以上

序批式活性污泥法是一种根据有机负荷的不同而从低负荷(相当于氧化沟法)到高负荷(相当于标准活性污泥法)的范围内都可以运行的方法。序批式活性污泥法的 BOD-SS 负荷, 由于将曝气时间作为反应时间来考虑, 定义公式如下:

QS: 污水进水量 (m^3/d)

CS: 进水的平均 BOD_5 (mg/l)

CA: 曝气池内混合液平均 MLSS 浓度 (mg/l)

V: 曝气池容积

e: 曝气时间比 $e=n \cdot \text{TA}/24$

n: 周期数 TA: 一个周期的曝气时间

序批式活性污泥法的负荷条件是根据每个周期内, 反应池容积对污水进水量

之比和每日的周期数来决定，此外，在序批式活性污泥法中，因池内容易保持较好的 MLSS 浓度，所以通过 MLSS 浓度的变化，也可调节有机物负荷。进一步说，由于曝气时间容易调节，故通过改变曝气时间，也可调节有机物负荷。

在脱氮和脱磷为对象时，除了有机物负荷之外，还必须对排出比、周期数、每日曝气时间等进行研究。

在用地面积受限制的设施中，适宜于高负荷运行，进水流量小负荷变化大的小规模设施中，最好是低负荷运行。因此，有效的方式是在投产初期按低负荷运行，而随着水量的增加，也可按高负荷运行。

◆ SBR 系统需特别注意的问题

1) 主要设施与设备

➤ 设施的组成

本法原则上不设初次沉淀池，本法应用于小型污水处理厂的主要原因是设施较简单和维护管理较为集中。

为适应流量的变化，反应池的容积应留有余量或采用设定运行周期等方法。但是，对于游览地等流量变化很大的场合，应根据维护管理和经济条件，研究流量调节池的设置。

➤ 反应池

反应池的形式为完全混合型，反应池十分紧凑，占地很少。形状以矩形为准，池宽与池长之比大约为 1: 1~1: 2，水深 4~6 米。反应池水深过深，基于以下理由是不经济的：①、如果反应池的水深大，排出水的深度相应增大，则固液分离所需的沉淀时间就会增加。②、专用的上清液排出装置受到结构上的限制，上清液排出水的深度不能过深。

反应池水深过浅，基于以下理由是不希望的：①、在排水期间，由于受到活性污泥界面以上的最小水深限制，上清液排出的深度不能过深。②、与其他相同 BOD—SS 负荷的处理方式相比，其优点是用地面积较少。

反应池的数量，考虑清洗和检修等情况，原则上设 2 个以上。在规模较小或投产初期污水量较小时，也可建一个池。

➤ 排水装置

排水系统是 SBR 处理工艺设计的重要内容，也是其设计中最具特色和关系到

系统运行成败的关键部分。目前，国内外报道的 SBR 排水装置大致可归纳为以下几种：①、潜水泵单点或多点排水。这种方式电耗大且容易吸出沉淀污泥；②、池端（侧）多点固定阀门排水，由上自下开启阀门。缺点操作不方便，排水容易带泥；③、专用设备滗水器。滗水器是一种能随水位变化而调节的出水堰，排水口淹没在水面下一定深度，可防止浮渣进入。

理想的排水装置应满足以下几个条件：①、单位时间内出水量大，流速小，不会使沉淀污泥重新翻起；②、集水口随水位下降，排水期间始终保持反应当中的静止沉淀状态；③、排水设备坚固耐用且排水量可无级调控，自动化程度高。

在设定一个周期的排水时间时，必须注意以下项目：

①、上清液排出装置的溢流负荷——确定需要的设备数量；

②、活性污泥界面上的最小水深——主要是为了防止污泥上浮，由上清液排出装置和溢流负荷确定，性能方面，水深要尽可能小；

③、随着上清液排出装置的溢流负荷的增加，单位时间的处理水排出量增大，可缩短排水时间，相应的后续处理构筑物容量须扩大；

④、在排水期，沉淀的活性污泥上浮是发生在排水即将结束的时候，从沉淀工序的中期就开始排水符合 SBR 法的运行原理。

2) SBR 工艺的需氧与供氧

SBR 工艺有机物的降解规律与推流式曝气池类似，推流式曝气池是空间（长度）上的推流，而 SBR 反应池是时间意义上的推流。由于 SBR 工艺有机物浓度是逐渐变化的，在反应初期，池内有机物浓度较高，如果供氧速率小于耗氧速率，则混合液中的溶解氧为零，对单一的微生物而言，氧气的得到可能是间断的，供氧速率决定了有机物的降解速率。随着好氧进程的深入，有机物浓度降低，供氧速率开始大于耗氧速率，溶解氧开始出现，微生物开始可以得到充足的氧气供应，有机物浓度的高低成为影响有机物降解速率的一个重要因素。从耗氧与供氧的关系来看，在反应初期 SBR 反应池保持充足的供氧，可以提高有机物的降解速度，随着溶解氧的出现，逐渐减少供氧量，可以节约运行费用，缩短反应时间。SBR 反应池通过曝气系统的设计，采用渐减曝气更经济、合理一些。

3) SBR 工艺排出比（1/m）的选择

SBR 工艺排出比（1/m）的大小决定了 SBR 工艺反应初期有机物浓度的高低。

排出比小，初始有机物浓度低，反之则高。根据微生物降解有机物的规律，当有机物浓度高时，有机物降解速率大，曝气时间可以减少。但是，当有机物浓度高时，耗氧速率也大，供氧与耗氧的矛盾可能更大。此外，不同的废水活性污泥的沉降性能也不同。污泥沉降性能好，沉淀后上清液就多，宜选用较小的排出比，反之则宜采用较大的排出比。排出比的选择还与设计选用的污泥负荷率、混合液污泥浓度等有关。

4) SBR 反应池混合液污泥浓度

根据活性污泥法的基本原理，混合液污泥浓度的大小决定了生化反应器容积的大小。SBR 工艺也同样如此，当混合液污泥浓度高时，所需曝气反应时间就短，SBR 反应池池容就小，反之 SBR 反应池池容则大。但是，当混合液污泥浓度高时，生化反应初期耗氧速率增大，供氧与耗氧的矛盾更大。此外，池内混合液污泥浓度的大小还决定了沉淀时间。污泥浓度高需要的沉淀时间长，反之则短。当污泥的沉降性能好，排出比小，有机物浓度低，供氧速率高，可以选用较大的数值，反之则宜选用较小的数值。SBR 工艺混合液污泥浓度选择应综合多方的因素考虑。

5) 关于污泥负荷率的选择

污泥负荷率是影响曝气反应时间的主要参数，污泥负荷率的大小关系到 SBR 反应池最终出水有机物浓度的高低。当要求的出水有机物浓度低时，污泥负荷率宜选用低值；当废水易于生物降解时，污泥负荷率随着增大。污泥负荷率的选择应根据废水的可生化性以及要求的出水水质来确定。

6) SBR 工艺与调节、水解酸化工艺的结合

SBR 工艺采用间歇进水、间歇排水，SBR 反应池有一定的调节功能，可以在一定程度上起到均衡水质、水量的作用。通过供气系统、搅拌系统的设计，自动控制方式的设计，闲置期时间的选择，可以将 SBR 工艺与调节、水解酸化工艺结合起来，使三者合建在一起，从而节约投资与运行管理费用。

在进水期采用水下搅拌器进行搅拌，进水电动阀的关闭采用液位控制，根据水解酸化需要的时间确定开始曝气时刻，将调节、水解酸化工艺与 SBR 工艺有机的结合在一起。反应池进水开始作为闲置期的结束则可以使整个系统能正常运行。具体操作方式如下所述：

进水开始既为闲置结束，通过上一组 SBR 池进水结束时间来控制；

进水结束通过液位控制，整个进水时间可能是变化的。

水解酸化时间由进水开始至曝气反应开始，包括进水期，这段时间可以根据水量的变化情况与需要的水解酸化时间来确定，不小于在最小流量下充满 SBR 反应池所需的时间。

曝气反应开始既为水解酸化搅拌结束，曝气反应时间可根据计算得出。

沉淀时间根据污泥沉降性能及混合液污泥浓度决定，它的开始即为曝气反应的结束。

排水时间由滗水器的性能决定，滗水结束可以通过液位控制。

闲置期的时间选择是调节、水解酸化及 SBR 工艺结合好坏的关键。闲置时间的长短应根据废水的变化情况来确定，实际运行中，闲置时间经常变动。通过闲置期间的调整，将 SBR 反应池的进水合理安排，使整个系统能正常运转，避免整个运行过程的紊乱。

7) SBR 调试程序及注意事项

■ 活性污泥的培养驯化

SBR 反应池去除有机物的机理与普通活性污泥法基本相同，主要大量繁殖的微生物群体降解污水中的有机物。

活性污泥处理系统在正式投产之前的首要工作是培养和驯化活性污泥。活性污泥的培养驯化可归纳为异步驯化法、同步驯化法和接种驯化法，异步法为先培养后驯化，同步法则培养和驯化同时进行或交替进行，接种法系利用其他污水处理厂的剩余污泥，再进行适当的培养。

培养活性污泥需要有菌种和菌种所需要的营养物。对于城市污水，其中的菌种和营养都具备，可以直接进行培养。对于工业废水，由于其中缺乏专性菌种和足够的营养，因此在投产时除用一般的菌种和所需要营养培养足够的活性污泥外，还应对所培养的活性污泥进行驯化，使活性污泥微生物群体逐渐形成具有代谢特定工业废水的酶系统，具有某种专性。

■ 试运行

活性污泥培养驯化成熟后，就开始试运行。试运行目的是确定最佳运行条件。

在活性污泥系统的运行中，影响因素很多，混合液污泥浓度、空气量、污水量、污水的营养情况等。活性污泥法要求在曝气池内保持适宜的营养物与微生物

的比值，供给所需要的氧，使微生物很好的和有机物相接触，全体均匀的保持适当的接触时间。

对 SBR 处理工艺而言，运行周期的确定还与沉淀、排水排泥时间及闲置时间有关，还和处理工艺中所设计的 SBR 反应器数量有关。运行周期的确定除了要保证处理过程中运行的稳定性和处理效果外，还要保证每个池充水的顺序连续性，即合理的运行周期应满足运行过程中避免两个或两个以上的池子同时进水或第一个池子和最后一个池子进水脱节的现象。同时通过改变曝气时间和排水时间，对污水进行不同的反应测试，确定最佳的运行模式，达到最佳的出水水质、最经济的运行方式。

■ 污泥沉降性能的控制

活性污泥的良好沉降性能是保证活性污泥处理系统正常运行的前提条件之一。如果污泥的沉降性能不好，在 SBR 的反应期结束后，污泥难以沉淀，污泥的压密性差，上层清液的排除就受到限制，水沉比下降，导致每个运行周期处理污水量下降。如果污泥的絮凝性能差，则出水中的悬浮固体 (SS) 含量将升高，COD 上升，导致处理出水水质的下降。

导致污泥沉降性能恶化的原因是多方面的，但都表现在污泥容积指数 (SVI) 的升高。SBR 工艺中由于反复出现高浓度基质，在菌胶团菌和丝状菌共存的生态环境中，丝状菌一般是不容易繁殖的，因而发生污泥丝状菌膨胀的可能性是非常低的。SBR 较容易出现高粘性膨胀问题。这可能是由于 SBR 法是一个瞬态过程，混合液内基质逐步降解，液相中基质浓度下降了，但并不完全说明基质已被氧化去除，加之许多污水的污染物容易被活性污泥吸附和吸收，在很短的时间内，混合液中的基质浓度可降至很低的水平，从污水处理的角度看，已经达到了处理效果，但这仅仅是一种相的转移，混合液中基质的浓度的降低仅是一种表面现象。可以认为，在污水处理过程中，菌胶团之所以形成和有所增长，就要求系统中有一定数量的有机基质的积累，在胞外形成多糖聚合物（否则菌胶团不增长甚至出现细菌分散生长现象，出水浑浊）。在实际操作过程中往往会因充水时间或曝气方式选择不适当或操作不当而使基质的积累过量，致使发生污泥高粘性膨胀。

污染物在混合液内的积累是逐步的，在一个周期内一般难以马上表现出来，需通过观察各运行周期期间的污泥沉降性能的变化才能体现出来。为使污泥具有良

好的沉降性能，应注意每个运行周期内污泥的 SVI 变化趋势，及时调整运行方式以确保良好的处理效果。

◆ SBR 法工艺自动化控制

1) 微机自动化管理系统的设计

目前国际上普遍采用的自动化管理系统一般都采用这一模式：

人 \longleftrightarrow 计算机 \longleftrightarrow PLC \longleftrightarrow 现场设备

PLC 是这一模式中的关键设备，PLC 中事先已输入工艺运行的程序，PLC 可以根据工艺参数按运行模式自动监控、运行设备。计算机在这一模式中起三个作用：①、实时显示运行工况。②、实时向 PLC 传送调整设备运行状态的指令。③、建立数据库，储存记录运行中各参数、指标等资料。人可以通过计算机随时改变工艺运行的模式。PLC 根据工艺运行的模式自动调整设备的运行，并对工况运行的数据库加以整理保存。

2) 微机自动化控制系统的特点

- 将分散在工艺流程上各控制点的监测数据经处理后作为 PLC 控制的依据。
- 将监测的数据作为计算机选择运行模式的依据，实现 PLC 对各设备有效的、自动的控制。
- 计算机实现对全厂运行情况有序的、集中的管理，保证操作人员对整个系统的监控。

3) SBR 法工艺流程

SBR 工艺是一种间歇(批式)处理污水的工艺技术，它采用单个反应池通过时间序列来完成进水、反应、沉淀、排水、闲置等功能。

在 SBR 池进水阶段，利用污水进水中所含有有机碳源，将上一批反应排水后残留在池内污水中的硝酸盐氮予以还原，经过一段时间后，开始曝气，在含碳有机物被氧化的同时，先后进行氧化和硝化反应，曝气结束后进行沉淀，然后将上部澄清液排出，并保留部分处理后污水供下一周期反硝化反应。

对于 SBR 污水处理工艺，管理控制可分为两个层次，它与连续流不同，处理操作需要开、关反应池进水阀门，在预定的进水时间内，根据反应池的充满程序，确定启、停鼓风机、滗水器等一系列操作，这些均需 PLC 来控制。另外，由于季

节变化污水量少、水质浓度的变化，处理效果需要通过调整周期内时间配置来调节。如出水氨氮过高，则需延长曝气时间，出水 NOX-N 过高则需增加反硝化时间等，一般可以在 PLC 内预先设置几套周期配置模式，以便根据实际水量、水质、水温等因素，在一段时间内选用一种周期模式，或昼夜用不同的周期模式。此外，PLC 内还具有意外情况下的处理对策，如突然停电一段时间后，应以何种措施过渡恢复等，这些均是 SBR 法有别于连续流工艺控制管理的方面。

4) PLC 硬件的配置

污水处理厂进行自动化控制、管理的主要手段是可编程序控制器(PLC)和计算机。自动化管理系统一般都采用分散控制集中管理的模式，即按工艺要求将全厂的控制系统分成若干个单元，每个单元由一台 PLC 控制，PLC 与 PLC 之间可由专用通讯电缆连接，构成主、从 PLC 模式。主 PLC 与计算机之间有通讯线相连。

PLC 的配置，首先应当结合工艺、土建解决好 PLC 的单元布置，主要解决集控室与 PLC、PLC 与 PLC 之间的距离问题。各控制单元之间的距离应尽量短。如果各控制单元的距离不大于 200 米，可采用主、从 PLC 控制模式，主 PLC 设在集控室，可通过通讯口与计算机直接连接，从 PLC 采用专用通讯线与主 PLC 连接。这种模式较为经济。如果 PLC 与 PLC 之间的距离较大，则通讯干扰大，可靠性差，不宜采用上述模式。可以采用具有网络功能的 PLC，PLC 之间构成一个网络结构并与计算机相连。每个 PLC 独自控制一个单元，但这一模式的工程造价较高。

(八) 氧化沟和 SBR 工艺的比较

SBR 工艺和氧化沟工艺都比较适合于中小型污水厂，如果设计管理的好，都可以取得比较好的除磷脱氮效果。但是这两种工艺又各有优缺点，分别适用于不同的情况，在选定方案时需要仔细分析。

从基建投资看，SBR 工艺是合建式，一般情况下征地费和土建费较氧化沟低，而设备费较氧化沟高，总造价的高低则要视具体情况决定。

- 1) SBR 工艺由于采用合建式，不需要设置二沉地，同时由于采用微孔曝气，可以采用的水深一般为 4~6m，比一般氧化沟的水深(3~4m)要深，因此在同样的负荷条件下，SBR 工艺的占地面积小，如果污水处理厂所在地的征地费用比较高，对 SBR 工艺有利。
- 2) 进水 BOD 浓度高，反应容积与沉淀容积的比值高，对氧化沟有利；BOD

浓度低，反应容积与沉淀容积的比值低，对 SBR 有利。

- 3) SBR 工艺中一个周期的沉淀时间是由活性污泥界面的沉速、MLSS 浓度、水温等因素确定的，浑水时间是由滗水器的长度、上清液的滗除速率等因素决定的，对于一个固定的反应系统，沉淀时间和滗水时间的和基本上是固定的，一般都不应小于 2 小时，因此，每个周期的时间短，反应时间所占的比例就低，反应池的容积利用系数降低。对于污泥稳定要求不高的污水厂，选择 SBR 工艺不利。(合建式氧化沟工艺也有这个缺点)。
- 4) SBR 工艺是静态沉淀，氧化沟工艺是动态沉淀，因而 SBR 的沉淀效率更高，出水水质更好。
- 5) SBR 工艺和交替式氧化沟需要频繁地开停进水阀门，曝气设备，滗水器等，因此，对自控设备的要求比较高，目前，某些国产设备的质量尚不过关，如果考虑进口，自控系统所占的投资比例将增加，而且将增大维修费用。
- 6) 在一些水量非常小的小城镇，夜间几乎没有污水产生，这时候 SBR 工艺和交替式氧化沟工艺有优越性，曝气设备可以白天运转，夜间停止运行。
- 7) 从运营费用看，SBR 工艺通常用鼓风曝气，氧化沟工艺通常用机械曝气。一般说来，在供氧量相同的情况下，鼓风曝气比机械曝气省电；第二方面，SBR 工艺是合建式，不用污泥回流(有的少量回流)，氧化沟工艺是分建式要大量回流，电耗较大；第三方面，SBR 工艺是变水位运行，增大了进水提升泵站的扬程。综合考虑，通常氧化沟工艺的电耗要比 SBR 工艺大些，运营费要高些。
- 8) 在寒冷的气候条件下，因为表面曝气器会造成表面冷却或者结冰，降低污水的温度，而污水的温度降低，对生化反应尤其是硝化反应的影响较大，所以，在寒冷地区，采用氧化沟工艺，需要采取一些特殊措施，如将氧化沟加盖，而这些措施都使氧化沟工艺在和其它工艺竞争中，处于不利的地位。

二、 生物膜法

60 年代末期开始出现，在工业废水处理方面曾研究了高负荷生物滤池、塔

式生物滤池等，后来则主要研究了接触氧化法，并在纺织、印染、化纤等行业废水中广泛应用。接触氧化工艺由于缺乏经久耐用和价格低廉的填料、大型池的均匀布水布气尚有困难等原因，在市政污水处理上特别是在大中型污水处理厂中没有得到应用。80年代中期在研究A/O、A²/O、AB法、SBR工艺、新型氧化沟等悬浮生长工艺技术的同时，也开展了高负荷生物滤池/固体接触(TF/SC)和生物曝气滤池(BAF)等附着生长技术方面的试验研究。研究结果表明生物膜法在市政污水处理方面前景良好。

(一) 曝气生物滤池 (BAF)

曝气生物滤池实质上是常说的生物接触氧化池，相当于在曝气池中添加供微生物栖附的填(滤)料，在填料下鼓气，是具有活性污泥特点的生物膜法。曝气生物滤池(BAF)70年代末起源于欧洲大陆，已发展为法、英等国设备制造公司的技术和设备产品。由于选用的填料不同，以及是否有脱氮要求，设计的工艺参数是不同的，如要求处理出水BOD₅、SS<20mg/L,去除BOD₅达90%以上的工艺，其容积负荷为0.7~3.0 kgBOD₅/(m³·d)，水力停留时间1~2h；以硝化(90%以上)为主的工艺，其容积负荷为0.5~2.0kgBOD₅/(m³·d)，水力停留时间2~3h。

一般认为，生物膜法处理城市污水，在国内尚需积累经验，处理规模不宜过大，约5×10⁴m³/d左右为宜。国外(主要在欧洲)处理水量有达到36×10⁴m³/d的，这与其填料材质、自控手段和先进的反冲洗装置有关，也与其有长期积累的运行管理经验有关。

采用生物曝气滤池的市政污水处理厂流程有两类，参见下图

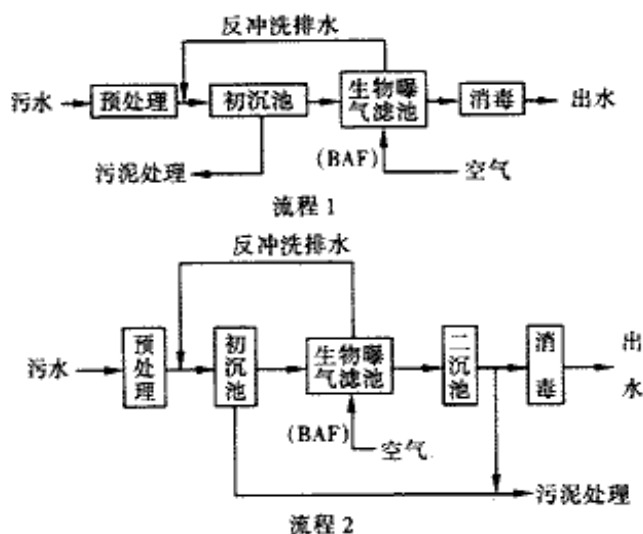


图2 采用生物曝气滤池的市政污水处理厂流程

BAF 的构造基本上与污水三级处理的滤池相同，只是滤料不同，BAF 一般用单一均粒滤料，其构造见下图：

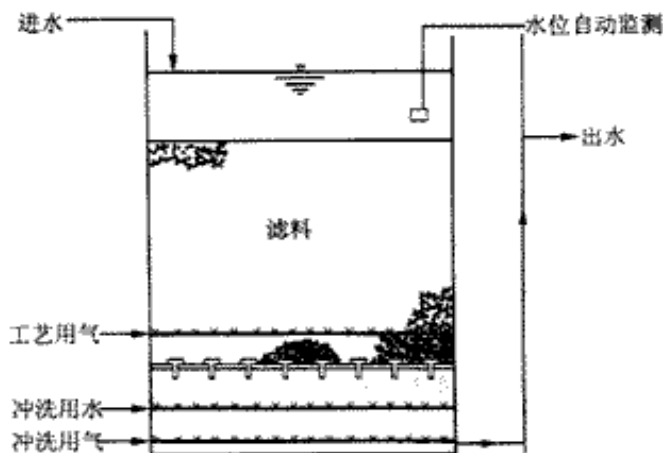


图 3 生物曝气滤池(BAF)的构造

BAF 有两种运行方式，一种是从池上进水，水流与空气逆向运行，称之为逆向流或向下流。另一种是池底进水，与空气流同向运行，即同向流或向上流。同向流负荷高，出水水质略差，必须设二沉池。而逆向流在流速较小时，可不设二沉池。

国内主要是研究逆向流 BAF，国外厂商提供的工艺设备也主要是逆向流。BAF 前可设置有填料的厌氧滤池而形成 A/A/O 工艺膜法，也可在 BAF 流程 2 中二沉池前投加铁盐絮凝剂成为除磷脱氮工艺。

(二) 高负荷生物滤池/固体接触(TF/SC)工艺

高负荷生物滤池/固体接触(TF/SC)是美国在 80 年代初根据其城市污水处理厂 70%为高负荷生物滤池，其出水达不到提高后的出水水质标准而开发出来的新工艺。我国于 1990 年由中国市政工程西北设计研究院和兰州铁道学院合作进行试验室、中间试验和工程生产试验，获得了完整的设计参数。国内设计公司据此成果进行了两座污水量为 $10 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ 规模处理厂设计建设。TF/SC 的典型工艺流程如下图。

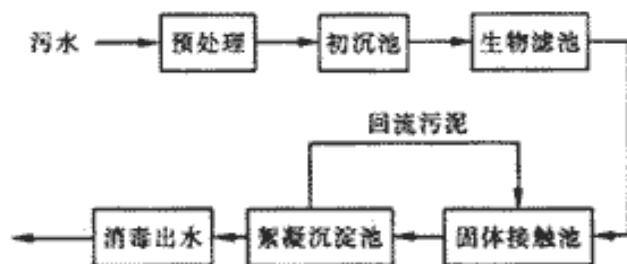


图 1 TF/SC 的典型工艺流程

生物滤池可以是卵石填料高负荷生物滤池,也可以是塑料填料的深式或塔式滤池。TF/SC工艺中生物滤池系按不完全处理设计,采用了较一般高负荷生物滤池还要高的负荷,美国采用的负荷为 $0.4\sim 1.4\text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ (填料体积),最终出水 BOD_5 可达 10mg/L 以下。我国研究结果是卵石填料的负荷在 $3.5\text{ kgBOD}_5/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 时最终出水 BOD_5 可在 30mg/L 以下。生物滤池设计的 BOD_5 去除率以 50% 左右较为经济,其主要功能是去除溶解性 BOD_5 和将大分子等难降解的物质降解为易降解物质。在我国采用卵石填料比较经济,因塑料填料的价格要高 20 倍以上。

固体接触池是TF/SC工艺高效的关键之一,它是将回流污泥与生物滤池出水混合曝气,进行生物絮凝和生物吸附,将废水中细小颗粒和凝聚性差的生物膜絮凝成易于沉淀的絮体,同时吸附和降解污水中的有机污染物,因而污水在固体接触池中的停留时间一般都较短(美国典型TF/SC处理厂最短的仅 2.0min ,一般为 30min 左右),我国设计的停留时间较长,多在 45min 左右,因滤池负荷较美国高。固体接触池的污泥负荷比一般活性污泥法高 1 倍,若出水 BOD_5 要求低于 30mg/L ,污泥负荷为 $0.4\sim 0.8\text{kgBOD}_5/(\text{kgMLSS}\cdot\text{d})$ 。

絮凝沉淀池与一般二沉池最大的不同之处是设有进水絮凝区,借助于外力进行再絮凝。它是根据生物可以再絮凝原理设计的,从而较大幅度提高了表面负荷并使细小不易絮凝沉淀的生物膜得以去除,出水悬浮物可达 10mg/L 。

从以上TF/SC工艺的单元特性讨论中说明了TF/SC工艺具有以下优点:

- 1) 出水水质好。美国的数处工程实例和我国示范工程都说明出水悬浮物和 BOD_5 均可达到 10mg/L 以下。一般活性污泥法出水悬浮物和 BOD_5 达到 20mg/L 已是高水准,尤其是悬浮物达到 20mg/L 以下是很困难的。所以,有人称之为“二级处理工艺,三级出水标准”。
- 2) TF/SC的工艺单元--生物滤池、固体接触池和絮凝沉淀池均是高效设施,负荷高、停留时间短,因而工程造价低,运行能耗少。研究结果说明TF/SC工艺污水处理厂工程总投资和运行费用均较传统活性污泥法低约 20% (未包括污泥处理,TF/SC工艺污泥量少 $1/4$)。美国Corvallis市政污水处理厂(Oregon州)改造为TF/SC工艺后,节约用电 20% ,鼓风机所需动力由 186.4kW 降至 44.7kW ,尤为重要是污泥量减少了 24% ,大幅度减少了污泥处理费用。

3) 具有生物膜法的特点，耐冲击、运行稳定、操作比较简单。

(三) 生物膜法与活性污泥法比较

1. 生物膜法与活性污泥法代表工艺比较

工艺	构筑物负荷			
	初沉池表面 负 荷 [m ³ /(m ² .h)]	生物处理构筑物 容 积 负 荷 [kgBOD ₅ /(m ³ .d)]	二沉池表面 负 荷 [m ³ /(m ² .h)]	总去除率 (%)
活性污泥法	1.5	0.6245	1.0	90
阶段曝气	1.5	0.8	1.0	85~90
TF/SC	1.5	2.78	1.5	90
BAF	1.5	1.25	无	90

表中说明膜法的负荷均远高于活性污泥法，因而工程总造价也要低很多，TF/SC工艺研究专题依托工程的经济分析说明TF/SC工艺的总造价比标准活性污泥法低 20%。另外近年来我国所设计的两个 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 规模的市政污水处理厂均采用TF/SC工艺，其处理 1 m^3 污水的工程造价一项为 900 元，另一项为 1 015 元（工程包括污泥消化与污泥处理）。由于这项工程利用了有利地形，其电耗分别为 $0.1 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 水和 $0.05 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 水（完全自流无须提升）。一般活性污泥法的工程总造价为 $1\,200 \sim 1500 \text{ 元}/\text{m}^3$ 水，运行电耗超过 $0.2 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 水。

2. 生物膜法在我国城市污水处理中的前景

生物膜法在我国城市污水处理中应用的前景是十分广阔的，将会与活性污泥法一样成为城市污水处理厂的主要工艺。

我国城市污水处理厂现仅 160 座，污水处理率也仅为 10%，需要建设大量的城市污水处理厂，但我国城市建设资金远不能满足这方面的需求。解决资金的途径，一条是拓宽资金来源；另一条是采用新的技术降低工程造价节约资金。上述两生物膜法工艺显然是可以较大幅度降低工程造价的新技术，因而也正是城市污水处理所需要的技术。

3. 生物膜法需要研究改进的技术问题

生物膜法从开始研究至今不足 20 年，在我国研究的时间更短，还不到 10 年，

建设的工程也很少,因而必然存在许多需要改进的地方,需主要研究的内容如下:

- 1) 不论是 TF/SC 工艺还是 BAF 技术, 工艺的理论研究还很不够, 如果在理论研究上有所发展, 必然会极大地推动生物膜法的发展。
- 2) 需要研究工艺设计的优化, 如 TF/SC 工艺各单元处理程度的优化、BAF 工艺投配负荷与反冲洗关系的优化等。
- 3) 需要研究 TF/SC 和 BAF 适用的轻质高强、价廉、使用寿命长的滤池滤料, 这是两种工艺的关键问题。
- 4) BAF 存在一个大型滤池的均匀布水布气问题, 它既关系其工程造价, 也关系此技术的适用规模。
- 5) 随着对环境质量要求的提高, 污水脱氮除磷也一定会在我国得到加强。TF/SC 和 BAF 工艺的脱氮除磷技术在国外已有一些技术方案和成功的流程, 但在我国还未很好地开展这方面研究, 需要规划安排和加强工作。

三、 科学地进行工艺方案比较

城市污水处理投资大, 运行费用高, 如不包括引进处理设备和引进沼气发电设备, 每处理 1m^3 污水投资宜控制在 1000 元, 运行费(包括折旧费)宜控制在 0.5 元/ m^3 左右。由于现在污水处理率还不高, 按用水量的 0.8 计算污水量, 收 0.2~0.3 元/ m^3 排水费, 基本上能维持处理设备的运行。

为了降低投资和运行成本, 因地制宜地进行工艺方案(主要是生物处理方案)比较是必要的。进行多种工艺方案的比较, 说明处理工艺技术的发展, 是好事。现在经常碰到的问题是, 工艺方案比较往往不够科学, 有的对工艺已有倾向和爱好, 先入为主, 对倾向的工艺只说优点, 对不赞成的工艺强调缺点; 有的把自己的小型试验数据与别的已上工程的工艺比; 有的是将处理 BOD_5 为主的工艺与处理 BOD_5 同时进行脱氮除磷的工艺比。实际已运行的不少污水处理厂, 其出水水质较好与其进水水量和水质远未达到设计指标有关, 各厂情况不同, 不可简单地比较出水指标; 有的投资包括厂外工程费用(如道路、电负荷增容等); 有的投资包括征地费用(而此费用在各地出入很大); 有的工艺建设投资低, 运行费用高; 有的工艺投资高, 运行费用低; 有的工艺处理污水的投资低, 而污泥量较多增加了污泥的处理成本。应该看到, 同样的工艺, 采用的设计参数不同, 其结果也是

不同的。作为负责的单位，对工艺方案的比较力求客观全面，在同等进水、出水条件下，其设计参数应包括对各种污染物的去除率、曝气时间、污泥负荷和容积分荷、曝气量和氧的利用率(及动力效率)、污泥产量(及污泥指数)等作全面分析，数据丰富就可以集思广益，扬长避短，根据技术上合理，经济上合算，管理方便，运行可靠且有利于近、远期结合的原则，进行工艺方案的优化抉择。

对一定规模(如 $10 \times 10^4 \text{m}^3 / \text{d}$)以上的城市污水处理厂，应作污泥稳定处理，通常采用中温消化，沼气利用，有条件的可设沼气发电(如北京高碑店、天津东郊)，这要花费不少投资，技术设备相当复杂，设备需要引进。不处置由污水处理带来的污泥，污水处理是不完整的，脱水后污泥的最终处置要具体落实，不留后患。

国内有些环保公司提出对污水处理厂投资采用多方集资和融资方案(如环保公司和业主出资 50%，其余 50%资金由银行贷款)，然后通过收取的排污费逐年偿还，这种方法是具有积极意义的。但有两个问题需要明确：一个是出资的环保公司采用的工艺和设计参数需要通过评议，选用的设备需通过招标，正如国外贷款(包括政府贷款)其工艺和设备需评议和招标一样；另一个是要明确污水处理厂的股权和产权问题，需制订相应的政策和协议。

有的环保公司一再宣传采用曝气生物滤池和气浮池替代沉淀池技术处理城市污水，投资可减至 $400 \text{元}/\text{m}^3$ ，占地可减少 $4/5$ ，运转费用可减少一半，操作人员可减少 $9/10$ ，这完全是误导。建设部要求城市污水厂绿化占全厂 $1/3$ 面积，再加上道路及辅助设施、办公生活设施，总面积约占全厂的 $1/2$ 。减少曝气池和沉淀池面积绝不可能使总的面积减少一半。从技术上看，用气浮池代替沉淀池，对代替初沉池来说是行不通的，对于代替二沉池需作具体比较(包括土建、设备、电耗、管理等方面)。另外，还应对大规模气浮装置的技术可行性作出评估。

活性污泥工艺是污水处理的主要工艺。在全球近 6 万座城市污水处理厂中，有 3 万多座采用活性污泥工艺，而其余多为规模很小的稳定塘系统。

1. 可供选择的工艺单元

各种除磷脱氮工艺一般都是除碳、除氮、除磷三种流程的有机组合，得利满公司提出了“SARAOE”概念，来描述用于除磷脱氮的不同区域。

1) 选择区(Selectorzone)

设置选择区的目的主要是为了避免污泥膨胀。

2) 厌氧区 (Anaerobiczone)

设置厌氧区是为了提供一个使聚磷菌释放磷的环境,为后续的好氧吸磷创造条件。

3) 再活化区 (Reactivationzone)

设置再活化区用于再活化回流污泥。

4) 缺氧区 (Anoxiczone)

设置缺氧区,提供一个缺氧环境,使硝酸盐氮被还原为氮气。

5) 好氧区 (Oxidationzone)

该区为主反应区,在该反应区内完成碳的氧化和氨氮的硝化。

6) 内源呼吸区 (Endogenouszono)

在该区内进一步完成硝酸盐氮的反硝化。

在实际的工程设计中,根据受纳水体的要求和和其它一些实际情况,生物除磷脱氮工艺可以分成以下几个层次:

1) 去除有机物、氨氮和硝酸盐氮,因对总氮无要求,可以采用生物硝化工艺,生物硝化工艺与传统活性污泥法工艺流程完全相同,不过采用延时曝气。

2) 去除有机物和总氮(包括有机氮、氨氮及硝酸盐氮),因要去除总氮,因此应该采用生物反硝化工艺,需要在反应池前增设一个缺氧段,将好氧段中含有硝酸盐的混合液回流到缺氧段,在缺氧的条件下,将硝酸盐反硝化成氮气。

3) 去除有机物、氨氮和有机氮,磷。这时,应该采用除磷的硝化工艺,在反应池前增设一个厌氧段,在厌氧段内完成磷的释放,在好氧段内实现磷的超量吸收、有机物的氧化、有机氮及氨氮的硝化。

4) 去除有机物、总氮和磷。对于这种情况,应该采用完全的生物除磷脱氮工艺。在反应池前既要增设一个厌氧段又要增设一个缺氧段,以同时实现生物除磷脱氮。

2. 适合于中小型污水处理厂的除磷脱氮工艺

A/O工艺、A²/O工艺、各种氧化沟工艺、SBR工艺这些从活性污泥法派生出

来的工艺都可以实现除碳、除氮、除磷三种流程的组合，都是比较实用的除磷脱氮工艺。

由于磷的去除是通过排放剩余污泥实现的。SRT 小，剩余污泥排放量也就多，在污泥含磷量一定的情况下，除磷量也就越多。生物硝化工艺需要较低的负荷，较长的泥龄，因此，除磷脱氮对某些工艺参数的要求是互相矛盾的，为实现同时除磷脱氮，研究者开发了不少新工艺，如 Bardenphor 工艺(四区工艺)、Phoredox 工艺(改良 BardenPhor 工艺)，UCT 工艺，MUCT 工艺等，这些工艺克服了除磷脱氮的一些冲突，可以同时取得较好的除磷脱氮效果，但这些工艺的缺点也是显而易见的，处理单元多，流程长，操作管理复杂，运转费用高，在应用于中小规模污水处理厂时应该慎重。

进水水质浓度和对出水水质的要求是选择除磷脱氮工艺的一个重要因素。对于大部分城市污水，为了达到排放标准，应该选用具有除磷和硝化功能的二级处理，对于二级排放标准，可以采用生物除磷方式；对于一级排放标准，可以采用生物除磷与化学除磷相结合的方式。对于某些低浓度或超低浓度污水，单独生物除磷效果不好，须采用生物除磷和化学除磷相结合的方式。

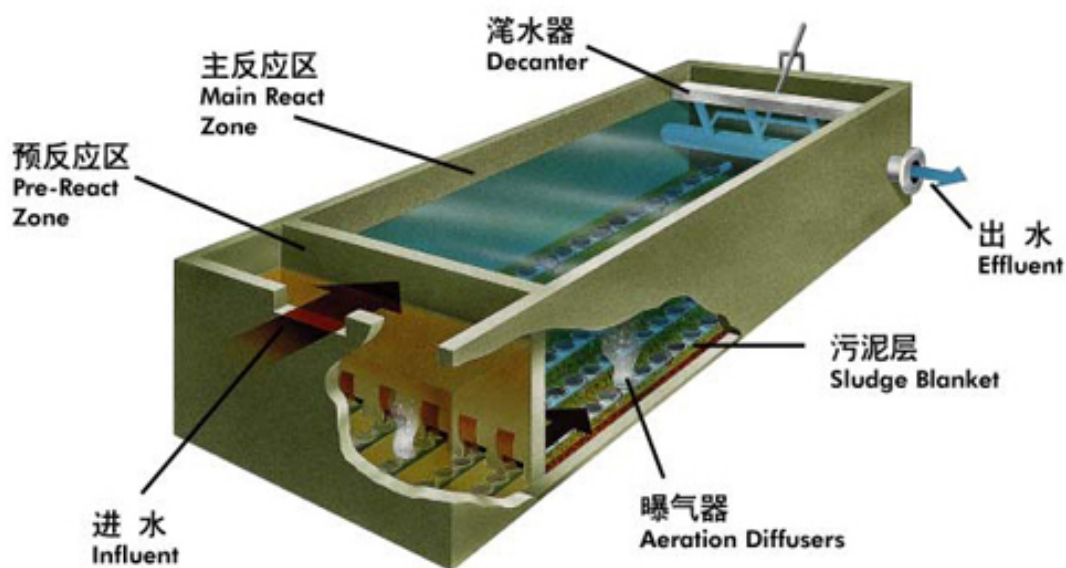
在上述各种除磷脱氮工艺中，对中小污水厂来讲，比较有发展前途的工艺是 SBR 工艺、氧化沟工艺。因为这两种工艺一般都不设初沉地，SBR 工艺和合建式氧化沟工艺也不需要二沉地、污泥回流设施，因此，水、泥处理流程大为简化，可以达到占地少、能耗低、投资省。运行管理方便的目的，符合当前污水处理工艺合建、简化发展的总趋势。采用延时曝气的 SBR 工艺和氧化沟工艺产生的剩余污泥已经基本达到好氧稳定，剩余污泥经过浓缩脱水后就可以直接应用于农田、填埋或者焚烧，不需要搞污泥消化，因此建设、运转的费用大为减少，这一点对中小城镇污水厂来说，是非常有吸引力的。

★ 城市污水处理厂新型工艺介绍

(一) ABJ ICEAS 工艺

ABJ[®]ICEAS[®]是间歇式周期循环延时曝气系统(Intermittent Cycle Extended Aeration System)的简称。ABJ ICEAS 工艺是由序批式生物反应器(SBR)

工艺发展而来，是一种连续进水的改良型 SBR 工艺。传统的 SBR 工艺有进水、反应、沉淀、出水和闲置五个阶段组成，而 ABJ ICEAS 工艺由反应、沉淀和滗水三个阶段组成，即使在运行中的沉淀和滗水阶段也保持连续进水。ABJ ICEAS 工艺运用进水和周期性排水原理，生物氧化作用，硝化和反硝化作用，除磷，固液分离等均在一个反应池中进行。ABJ ICEAS 工艺适用于市政和工业污水处理，是一种基于“时控”的完全自动化的污水处理工艺，可设计为专门的脱氮除磷系统。



◆ ICEAS 工艺特点

- 1) 进入预反应区的污水从预反应墙的底部预留孔中进入主反应区，不管在任何处理阶段，所有的 ABJ ICEAS 池均可同时连续进水。连续进水有以下益处：
 - 为每个反应池提供均等的负荷和流量，简化运行和工艺控制；
 - 可以设计为容纳 6 倍于设计流量的系统；
 - 可以减少池体容积和设备数量，减少施工、操作和维修费用；
 - 在维修或低流量时，使得单池运行成为可能。
- 2) 抗冲击能力强，对进水条件的变化能快速作出反应，寒冷天气下处理效果同样出色。
- 3) SVI 值低，作为生物选择器，预反应区限制丝状菌的生长，促进絮凝菌的生成。
- 4) 模块化程序设计，运行灵活，易于远期扩建。

- 5) 投资少，运行和维修费用省。
- 6) 出水水质好，脱氮除磷效果好。
- 7) 污泥容积指数低，污泥性能稳定

◆ ABJ ICEAS 工艺范围

ABJ® ICEAS® 可以设计为专门的生物脱氮除磷(BNR)系统，通过在循环周期中交替进行曝气和停曝(搅拌)来创造好氧/缺氧/厌氧条件，促进硝化/反硝化，磷的吸收和释放，从而提高脱氮和除磷效果。

无论是生活污水或工业废水，ABJ® ICEAS® 都可以提供高质量的出水。处理对象主要包括来自于肉类加工、饮料、制药、食品加工、造纸和化工厂等行业的污(废)水。

◆ 工艺成本优势

- 1) 投资省：无初沉池与二沉池，也无需均衡池；无进水和出水控制阀；无污泥回流泵和相应管路系统。
- 2) 土建费用低：与相同规模 SBR 相比，达到相同处理效果，池子容积可减少 20~30%。混凝土量少，开挖工程量少，占地面积小。
- 3) 安装费用省：无需安装进、出水阀门；滗水器安装简便；曝气系统为固定式，不需提升。
- 4) 运行费用低：采用高效节能的 SANITAIRE 微孔盘式膜曝气系统，ABJ ICEAS 工艺可以将曝气耗能减少 50%以上；另外由于不设水泵和阀门，运行能耗大大降低。

◆ 设备优势

1) 先进的滗水器设计

滗水器是 ABJ ICEAS 工艺中的关键部件，为保证高质量的出水，滗水器至关重要。实践证明无论在构造上还是在操作运行上，ABJ 滗水器都是出类拔萃的。

2) 节能的曝气系统

污水处理厂运行中 50%以上的能量用于曝气系统，选择高效节能的曝气系统是降低运行成本的有效途径。SANITAIRE 曝气头提供高效的氧转移效率，而需要最少的维修保养，其经久耐用性在全球 2700 多个工程实例中得到了证实，应用的盘式膜曝气头总数已超过 800 万个，盘式陶瓷曝气头也有 300 万之多。

3) 控制系统

ABJ ICEAS 控制系统应用艺术级设计的监控和数据获得程序, 同时运用调制解调器 (Modem) 和远程控制装置, 提供完整的工艺控制方式。

ABJ® ICEA® 工艺将传统的SBR工艺的效率提高到一个崭新的高度, 由于其低成本、高效率的优势, ABJ® ICEAS® 技术在全世界的应用实例已超过 550 个, 在北美已超过 250 个。在中国, 有 20 多处ICEAS工艺在成功运行, 如昆明第三污水处理厂, 服务人口 1 百万, 设计流量 15 万 m³/d, 于 1998 年开始运行, 脱氮除磷效果非常出色。

(二) 循环式活性污泥法 (CASS)

循环式活性污泥法 (Cyclic Activated Sludge System 或 Technology, 简称 CASS 或 CAST), 是由美国 Goronszy 教授开发出来的, 该工艺的核心为间歇式反应器, 在此反应器中按曝气与不曝气交替运行, 将生物反应过程与泥水分离过程集中在一个池子中完成, 属于 SBR 工艺的一种变型。

CASS 工艺是在 ICEAS 工艺的基础上开发出来的。通常 CASS 分为三个反应区: 生物选择器、缺氧区、好氧区。生物选择器是设置在 CASS 前端的小容积区, 通常在厌氧或兼氧条件下运行, 其基本功能是防止产生污泥膨胀, 同时还具有促进磷的进一步释放和强化反硝化的作用, 另外在这个区内的难降解大分子物质易发生水解作用, 这对提高有机物的去除率具有一定的促进作用。主反应区则是去除有机底物的主场所, 运行过程中通常将主反应区的曝气强度加以控制以使反应区内主体溶液处于好氧状态, 完成降解有机物的过程。

在池末端设有潜水泵, 污泥通过潜水泵不断从主曝气区抽送至生物选择器中。CASS 生物选择器及缺氧区的设置和污泥回流的措施保证了活性污泥不断地在选择器中经历一个高絮体负荷 (S₀/X₀) 阶段, 从而有利于系统中絮凝性细菌的生长, 进一步有效地抑制丝状菌的生长和繁殖。CASS 工艺在沉淀阶段不进水以保证污泥沉降无水力干扰, 可以进一步保证系统有良好的分离作用。

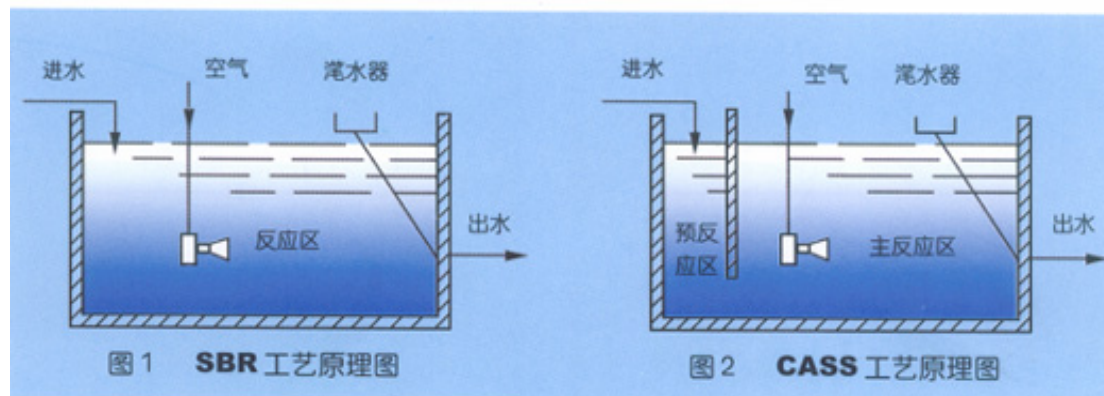
CASS 工艺与 ICEAS 工艺相类似, 但是通过设置选择器、预反应区和污泥回流等措施可以起到控制污泥膨胀、增大有机物的去除率和除磷脱氮的作用, 同时通过多个反应器的组合创造了静止沉淀的条件。

该工艺投资和运行费用低、处理性能高, 尤其是优异的脱氮除磷效果, 已广

泛应用于城市污水和各种工业废水的处理中。

◆ 工作原理

CASS 原理图



CASS 反应池分为生物选择区、预反应区和主反应区，运行时按进水-曝气、沉淀、撇水、进水-闲置完成一个周期，CASS 的成功运行可将废水中的含碳有机物和包括氮、磷的污染物去除，出水总氮浓度小于 5mg/L。

- 1) 生物选择器设在池子首部，不设机械搅拌装置，反应条件在缺氧和厌氧之间变化。生物选择区有三个功能：a. 絮体结构内底物的物理团聚与动力学和代谢选择同步进行；b. 选择器被隔开，保证初始高絮体负荷，以及酶快速去除溶解底物；c. 通过选择器的设计，还可以创造一个有利于磷释放的环境，这样促进聚磷菌的生长。生物选择区的设置严格遵循活性污泥种群组成动力学的有关规律，创造合适的微生物生长条件，从而选择出絮凝性细菌。活性污泥的絮体负荷 S_0/X_0 (即底物浓度和活性微生物浓度的比值) 对系统中活性污泥的种群组成有较大的影响，较高的污泥絮体负荷有助于絮凝性细菌的生长和繁殖。CASS 工艺中活性污泥不断地在生物选择器中经历高絮体负荷阶段，这样有利于絮凝性细菌的生长，提高污泥活性，并通过酶反应快速去除废水中的溶解性易降解底物，从而抑制了丝状细菌的生长和繁殖，避免了污泥膨胀的发生。同时当生物选择器处于缺氧环境时，回流污泥存在的少量硝酸盐氮 (约为 $NH_3-N=20mg/L$) 可得到反硝化，反硝化量可达整个系统硝化量的 20%。当选择器处于厌氧环境时，磷得以有效地释放，为生物除磷做准备。
- 2) 预反应区为水力缓冲区，大小与高峰流量有关，若在非曝气阶段，不进

水可将其省去。

- 3) 主反应区在可变容积完全混合反应条件下运行，完成含碳有机物和包括氮、磷的污染物的去除。运行时通过控制溶解氧的浓度使其从 0 缓慢上升到 2.5mg/L 来保证硝化、反硝化以及磷吸收的同步进行。
- 4) 硝化反硝化。同步反硝化意味着在不专门为硝酸盐的去除设混合装置或正常缺氧混合程序的条件下，硝化与反硝化同时在同一反应器发生。通常认为在系统中，氮去除机制与在微生物絮体内由于受扩散限制引起的溶解氧(DO)的浓度梯度有关，这样硝化菌存在于高溶解氧区或正氧化还原点位(OPR)，相反反硝化菌在溶解氧降低区或负氧化还原点位(OPR)下活性十足。CAST 工艺运行中控制供氧强度以及混合液溶解氧的浓度使其从 0 逐渐上升到 2.5mg/L 左右，这样使活性污泥絮体的外周保持一个好氧环境进行硝化，由于氧在活性污泥絮体内的传递受到限制，而具有较高浓度梯度的硝酸盐则能较好地渗透到絮体内部有效地进行反硝化。另外，该工艺曝气与非曝气交替进行，从而使泥水混合液通过主反应区，顺序经过缺氧-好氧-厌氧环境，尤其在非曝气阶段 0.5h~1.0h 内污泥层以胞内在生物选择高负荷下储存或吸收的碳为碳源，进行反硝化，在污泥沉淀过程中也有一定的反硝化作用。
- 5) 磷的去除。生物除磷是依靠聚磷菌的作用实现的，生物选择器不曝气这样反应环境非常迅速地从缺氧环境转化为厌氧环境，当选择器处于厌氧环境，聚磷菌依靠水解体内的聚磷(Poly-P)水解释放出正磷酸盐，同时产生能量以吸收水中的溶解性有机底物，并将其在体内合成为细胞学储备物质 PHB；在主反应区为好氧环境时，聚磷菌以游离氧为电子受体，将细胞储备物质氧化，并利用该反应所产生的能量，过量地在污水中摄取磷酸盐并合成为 ATP，其中一部分转化为聚磷贮存能量，为下一周期的厌氧释磷做准备。由于好氧段的吸磷量要远大于厌氧段的释磷量，所以通过剩余污泥的排放可达到除磷目的。若要在生物除磷的基础上进一步强化除磷效果或达到完全除磷的目的，可加入铝盐或铁盐，根据所去除磷浓度的大小，化学污泥在池子中的浓度约在 1.7g/L~2.0g/L 左右，化学污泥可以进一步提高沉淀污泥的压缩能力。CASS 工艺是活性污泥不

断地经过耗氧和厌氧的循环，这将有利于聚磷菌在系统中的生长和积累。根据 Gorony 等人的研究，当微生物内吸附大量降解物质，而且处在氧化还原点位为+100mV~-150mV 的交替变化中时，系统可具有良好的生物除磷功能。

- 6) 此外，在曝气结束后，主反应区进行泥水分离，由于此阶段无进水水力干扰，在静止环境中进行，从而保证系统良好的分离效果。CASS 整个工艺过程遵循生物的“积累—再生”原理，生物先在生物选择器经历一个高负荷反应阶段，然后在主反应区经历一个低负荷反应阶段，生物选择其中较高的污泥絮体负荷，可以使废水中存在的溶解性易降解有机物通过酶转移机理予以快速地吸附和吸收进行底物的积累，然后在污泥絮体负荷较低的主反应区完成底物的降解，从而实现了活性污泥的再生。再生的污泥又以一定的比例回流至生物选择器中，进行机制的再次积累，这样不断地循环完成了生物的“积累—再生”，实验和实际应用表明，当高于 75%的易降解有机物质通过酶转移机理去除，则剩余可溶解 COD 小于 100mg/L。

◆ CASS 工艺流程

进水——格栅——集水池——提升泵——沉砂池——CASS 池——出水。

污水中含有大量悬浮物，经过格栅截留，除去上述污物，对水泵机组及后续处理设施具有重要的保护作用。污水经集水池，用潜水泵打至沉砂池，在沉砂池中可除去比重较大的无机颗粒(如砂等)，使无机颗粒与有机污物分离，定期将砂排入晒砂池，干化后清除。污水经沉砂后由配水井自流入 CASS 池，经过 CASS 池处理达标后排放，根据用户需要，也可以做中水水源。

◆ CASS 工艺周期

1) 曝气阶段

由曝气装置向反应池内供氧，此时有机污染物被微生物氧化分解，同时污水中的氨氮通过微生物的硝化作用转为硝态氮。

2) 沉淀阶段

此时停止曝气，微生物利用水中剩余的 DO 进行氧化分解，反应池逐渐由好氧状态向缺氧状态转化，开始进行反硝化反应，活性污泥逐渐沉到池底，上层水

变清。

3) 滗水阶段

沉淀结束后,置于反应池末段的滗水器开始工作,自上而下逐渐排出上滴液。此时反应池逐渐过渡到厌氧状态继续反硝化。

4) 闲置阶段

闲置阶段即是滗水器上升到原始位置的阶段。

◆ 工艺特点

- 1) 建设费用低,比普通曝气法省 25%,省去了初沉池,二沉池;
- 2) 占地面积省,比普通曝气法省 20—30%;
- 3) 运行费用省,自动化程度高,管理方便,氧的吸收率高,脱氮、除磷不需另加药剂,运行费用省 25%;
- 4) 处理效率高,出水水质好;
- 5) 运行可靠,耐负荷冲击能力强,不发生污泥膨胀。

◆ 总结

CASS 工艺保持了典型的完全混合特性,具有较强的耐冲击负荷能力;CASS 设置生物选择器,促进絮凝型细菌的生长和繁殖,从而抑制了污泥膨胀的发生,高效地进行硝化反硝化,脱氮除磷效果显著。另外,CASS 工艺流程简单,采用矩形结构,运行时,不需要大量的污泥回流,自动化程度高,所以建设和运行费用低。此外,对于某一给定规模的污水厂,设计时可采用模块布置方法,根据污水厂规模,先确定其基本模块,然后重复布置此模块直至达到所要求的处理规模,对于大型污水厂,由于 CASS 模块结构布置方式节约占地面积,扩建方便,已日益为人们所接受。

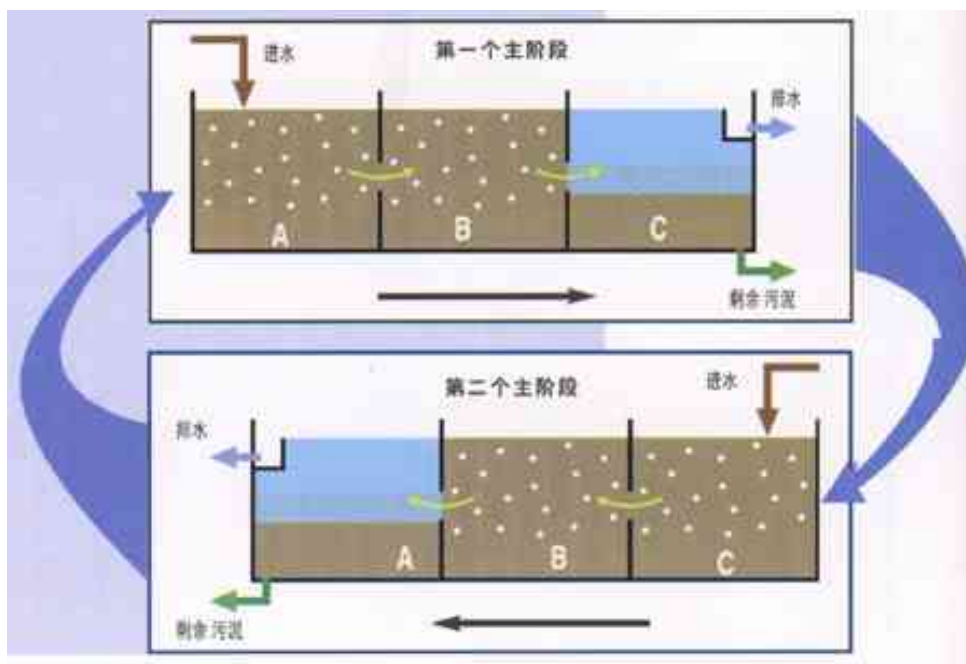
(三) UNITANK 工艺

UNITANK(一体化活性污泥法,又称交替生物池)工艺是比利时 SEGHERS ENGINEERING WATER NV 开发的专利。它不仅具有其他 SBR 系统的主要特点,还可象传统活性污泥法那样在恒定水位下连续运行。

自从 90 年代初 UNITANK 工艺推出后,目前世界各地已有 600 多项工程成功的应用了此种工艺,处理效果很好。在新加坡、马来西亚、越南等采用该项技术,建成了规模不等的工业废水和城市生活污水处理厂;在中国也有数座规模在 10

万 m^3/d 以上的污水厂，澳门、石家庄等城市的较大型的UNITANK工艺污水处理厂已成功运行。

UNITANK 工艺和类似的 TCBS 工艺、MSBR 工艺一样，都是 SBR 法新的变型和发展。它集“序批法”、“普通曝气池法”及“三沟式氧化沟法”的优点，克服了“序批法”间歇进水、“三沟式氧化沟法”占地面积大、“普通曝气池法”设备多的缺点。



典型的UNITANK工艺是三个水池，三池之间水力连通，每池都设有曝气系统，外侧的两池设有出水堰及污泥排放口，它们交替作为曝气池和沉淀池。污水可以进入三池中的任意一个，采用连续进水、周期交替运行。在自动控制下使各池处在好氧、缺氧及厌氧状态，以完成有机物和氮磷的去除。

UNITANK工艺由比利时Seghers公司首先建在我国的澳门特区，处理水量 $14 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ (不下雨时平均处理水量为 $7 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$)，池型封闭，设计采用的容积负荷为 $0.58 \text{kgBOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ，总的反应池体积为 46800m^3 ，曝气池水力停留时间为8h，出水的 BOD_5 、 $\text{SS} < 20 \text{mg}/\text{L}$ 。

这类一体化工艺是传统活性污泥工艺的变形，可以采用活性污泥工艺的设计方法对不同的污染物加以去除，如考虑硝化，其负荷一般在 $0.05 \sim 0.10 \text{kgBOD}_5/(\text{kgMLSS} \cdot \text{d})$ ，硝化率视污水温度而异。而要求污泥稳定化，其污泥负荷和污泥龄要远远超过硝化时的数值。

容积利用率低是此类一体化工艺共同的主要问题，就是说在一个较长停留时

间的曝气系统内, 有 50%左右的池容用于沉淀。

UNITANK工艺的成功与否有赖于系统采用稳定可靠的仪表及设备, 因此引进技术, 消化、吸收和开发先进的自控系统是应用此工艺的关键问题。一般认为, UNITANK工艺不太适用于大型($>10 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$)的城市污水处理厂。

UNITANK 工艺具有独特的优点: ① 与其他 SBR 工艺相比, 可不设回流污泥系统; ② 模块化设计, 便于将来的扩建; ③ 采用矩形池结构, 反应池可进行共用隔墙布置, 可节省土建费用和工程建设用地; ④ 系统为连续运行, 出水采用固定堰, 不需设滗水器(其他 SBR 工艺需设置滗水器), 运行时水面基本恒定; ⑤ 通过调整运行工序, 即可具有脱氮的功能。

(四) SPR 高浊度污水处理技术

沿用了许多年的传统的“一级处理”及“二级处理”水处理工艺技术和设备已经难以适应当今的高浊度和高浓度污水的净化处理要求, 处理后出水更不能满足城市对水回用的水质要求。沿着传统的工艺技术路线只能进一步附加传统的“三级处理”设备系统, 既回避不了庞大复杂的传统二级生化处理系统, 也回避不了投资和运行费用都十分昂贵的传统三级过滤吸附处理系统。这些恰恰是实现污水回用的忌讳之处。所以, 环保市场十分迫切需要净化效率更高、处理后出水能满足现有环保标准并且能回用于城市, 投资和运行费用又要为现有城市的经济实力所能接受的污水处理新技术和新设备。

“SPR 高浊度污水净化系统”(美国发明专利)将污水的“一级处理”和“三级处理”程序合并设计在一个 SPR 污水净化器罐体内, 在 30 分钟流程里快速完成。它容许直接吸入悬浮物(浊度)高达 500 毫克/升至 5000 毫克/升的高浊度污水, 处理后出水的悬浮物(浊度)低于 3 毫克/升(度); 它容许直接吸入 COD_{Cr} 为 200 毫克/升至 800 毫克/升的高浓度有机污水, 处理后出水 COD_{Cr} 可降为 40 毫克/升以下。只需用相当于常规的一、二级污水处理厂的工程投资和低于常规二级处理的运行费用, 就能够获得三级处理水平的效果, 实现城市污水的再生和回用。

SPR 污水处理系统首先采用化学方法使溶解状态的污染物从真溶液状态下析出, 形成具有固相界面的胶粒或微小悬浮颗粒; 选用高效而又经济的吸附剂将有机污染物、色度等从污水中分离出来; 然后采用微观物理吸附法将污水中各种胶

粒和悬浮颗粒凝聚成大块密实的絮体；再依靠旋流和过滤水力学等流体力学原理，在自行设计的 SPR 高浊度污水净化器内使絮体与水快速分离；清水经过罐体内自我形成的致密的悬浮泥层过滤之后，达到三级处理的水准，出水实现回用；污泥则在浓缩室内高度浓缩，定期靠压力排出，由于污泥含水率低，且脱水性能良好，可以直接送入机械脱水装置，经脱水之后的污泥饼亦可以用来制造人行道地砖，免除了二次污染。

SPR 污水净化技术以其流程简单可靠、投资和运行费用低、占地少、净化效果好的众多优势将为当今世界的城市污水的再利用开创一条新路。城市污水实现再利用之后，为城市提供了第二淡水水源，为城市的可持续发展提供了必不可少的条件，其经济效益和社会效益是不可估量的。

(五) BIOLAK 污水处理技术

◆ 百乐卡 (BIOLA) 工艺特点

百乐卡工艺是一种具有除磷脱氮功能的多级活性污泥污水处理系统。它是由最初采用天然土池作反应池而发展起来的污水处理系统。自 1972 年以来，经多年研究形成了采用土池结构、利用浮在水面的移动式曝气链、底部挂有微孔曝气头的一种具有一定特色的活性污泥处理系统。

由于采用土池而大大减少了建设投资，采用曝气链曝气系统进一步强化了氧的转移效率，并减少运行费用，大大提高了处理效果。工艺设计简捷，不需复杂的管理，在适宜的条件下具有较大的经济和社会效益。

1) 低负荷活性污泥工艺

百乐卡工艺污泥回流量大，污泥浓度较高，生物量大，相对曝气时间较长，所以污泥负荷较低。龙田污水厂 BOD_5 污泥负荷率为 $0.05\text{kgBOD}/\text{kgMLSS}\cdot\text{d}$ ，污泥浓度为 $4000\text{mg}/\text{L}$ ，污泥龄为 29d ，所以剩余污泥虽很少。

2) 曝气池采用土池结构

根据国家环保局 1992 年《工业废水处理设施的调查与研究》，我国工业废水处理设施资金的 54% 用于土建工程设施，而只有 36% 用于设备，造成这种投资分配格局的主要原因是工艺池大都采用价格昂贵的钢筋混凝土池。而大的钢筋混凝土池不仅价格昂贵，而且施工难度大。但对于许多种曝气工艺来讲，都不考虑采用土池，因为土池会造成地下水的侵蚀，同时也由于在土池基础上安装曝气头是

十分困难的。

为了减少投资，百乐卡技术在研究土池结构的曝气池上做了大量工作，首先是使用 HDPE 防渗膜隔绝污水和地下水，其次是悬挂在浮管上的微孔曝气头避免了在池底池壁穿孔安装。

这种敷设 HDPE 防渗膜的土池不仅易于开挖、投资低廉，而且完全能满足污水处理池功能上的要求，并能因地制宜，极好地适应现场的地形，在某些特殊的地质条件下，如地震多发地区、土质疏松地区，其优点得到更充分的体现。敷设 HDPE 防渗膜的土池使用寿命远远超过钢筋混凝土池。

3) 高效的曝气系统

百乐卡曝气系统的结构是，曝气头悬挂在浮链上，停留在水深 4~5m 处，气泡在其表面逸出时，直径约为 50 微米。如此微小的气泡意味着氧气接触面积的增大和氧气传送效率的提高。同时，因为气泡向上运动的过程中，不断受到水流流动，浮链摆动等扰动，因此气泡并不是垂直向上的运动，而是斜向运动，这样延长了在水中的停留时间，同时也提高氧气传递效率。运行表明：百乐卡悬挂链的氧气传递率，远远高于一般的曝气工艺以及固定在底部的微孔曝气工艺。百乐卡曝气头悬挂在浮动链上，浮动链被松弛地固定在曝气池两侧，每条浮链可在池中的一定区域蛇形运动。在曝气链的运动过程中，自身的自然摆动就可以达到很好的混合效果，节省了混合所需的能耗。

4) 简单而有效的污泥处理

百乐卡工艺的另一特点是回流污泥量大，其剩余污泥比传统工艺少许多。

在恒定的负荷条件下，百乐卡工艺的污泥在曝气池中的停留时间是传统工艺的几倍。由于污泥池中的污泥是完全稳定的，它不会再腐烂，即使长期存放也不会产生气味，这就是它同传统工艺相比污泥更容易处理的原因。而且污泥池完全可以做成土池结构，节省厂土建费用。

5) 简单易行的维修

百乐卡系统没有水下固定部件，维修时不用排干池中的水，而用小船到维修地点将曝气链下的曝气头提起即可。实践表明，曝气头运行几年也不用任何维修，这主要是因为曝气管是由很细的纤维(直径约 0.003mm)做成，并用聚合物充填，以达到防水和防脏物的目的。同时，曝气头有大约 80%的自由空隙和 20%的表面，

和传统曝气头刚好相反。因此，微生物可生长的面积很小，并很容易被去除。当曝气头必须维修时，也不影响整个污水处理场的运行。该工艺的移动部件和易老化部件都很少。在选择设备和材料时，都采用了可靠耐用的材料。该工艺无需太多的自动化。它既不需要任何易损的探测器，也不需要任何复杂的控制系统，而操作这些控制系统还需要专门的技术和昂贵的配件。

6) 二次曝气和安全池

为了保证负荷变化时用水质量，百乐卡工艺利用一个相对独立的池来进行二次曝气，以保证出水清洁，保证水中有足够的溶解氧。

7) 二沉池

曝气池中产生的污泥在二沉池中被分离，并重新回到曝气池参与污水净化。有的百乐卡工艺的二沉池和曝气池合并到一起，进一步节省了土建费用和占地面积。二沉池沉淀污泥由漂浮式刮泥机、吸泥机排入污泥槽回流。

8) 土地的利用

尽管百乐卡系统需要的曝气池体积比所谓密集型的大，但所需的总面积并不大，有时甚至更小，这主要有以下原因：a、不需初沉池；b、二沉池可以和曝气池合建在一起；c、池的设计和布置的自由度大，对地形的适应性强。

(六) “WT-FG”生物法技术简介

美国富美生物工程有限公司运用具有世界先进水平的“WT—FG”微生物技术成功地对中国的高浓度的工业污水和城市污水以及被污染的河流进行了卓有成效的治理，这是生物工程在污水治理中的实际运用。“WT—FG”生物技术，见效快。运行费用低。最近，该技术得到中国一批著名的生物专家的一致肯定，被中国政府列为“中国政府采购技术。”

“WT—12”固体微生物具有高度浓缩和高度组合的特点，具备 1200 种微生物，可以针对不同的污水组合为不同的微生物菌剂，这种高效的微生物菌群，每克中含有 10~60 亿个微生物。利用它治理污水后，不会产生第二次污染，不会有新的活性污泥产生。“FG—12”专用助剂，它在水中具有吸收、蓄存。释放氧气的作用，因此“WT—FG”生物法完全抛弃了传统的机械曝气设备，采取了用电量极少的循环喷水装置和“FG—21”专用助剂来增加水中的溶解氧，这就大大节约了投资成本和运行费用。

★ 国内污水处理厂污泥处理处置情况介绍

城市污水污泥是污水处理过程中产生的固体废弃物。随着国内污水处理事业的发展，污水厂总处理水量和处理程度将不断扩大和提高，产生的污泥量也日益增加，目前在国内一般污水厂中其基建和运行费用约占总基建和运行费用的20%~50%。污水污泥中除了含有大量的有机物和丰富的氮、磷等营养物质，还存在重金属、致病菌和寄生虫等有毒有害成分。为防止污泥造成的二次污染及保证污水处理厂的正常运行和处理效果，污水污泥的处理处置问题在城市污水处理中占有的位置已日益突出。

中国现有人口 13 亿多，城市 640 多个，城市人口 2.7 亿。据中国国家环保总局提供的数字，目前中国每年大约排放污水 401 亿 m³，已建成运转的城市污水处理厂有 400 余座，日处理能力 2534 万 m³。按污泥产量占处理水量的 0.3%~0.5%（以含水率 97%计）计算，中国城市污水厂污泥的产量在 7.602 万 m³/d 和 12.67 万 m³/d（以含水率 97%计）之间。因此，中国在污水处理事业不断取得进步的同时，将面临巨大的污泥处理处置压力。

一、国内城市污水厂污泥处理的状况

(一) 现有污泥处理工艺

国内已建成运行的城市污水厂来看，污泥处理工艺大体可归纳为 18 种工艺流程，见表 1。

表 1 国内已建城市污水处理厂污泥处理工艺

序号	污泥处理流程	应用比例
1	浓缩池 → 最终处置	21.63%
2	双层沉淀池污泥 → 最终处置	1.35%
3	双层沉淀池污泥 → 干化场 → 最终处置	2.70%
4	浓缩池 → 消化池 → 湿污泥池 → 最终处置	6.76%
5	浓缩池 → 消化池 → 机械脱水 → 最终处置	9.46%
6	浓缩池 → 湿污泥池 → 最终处置	14.87%

7	浓缩池 → 两相消化池 → 湿污泥池 → 最终处置	1.35%
8	浓缩池 → 两级消化池 → 最终处置	2.70%
9	浓缩池 → 两级消化池 → 机械脱水 → 最终处置	9.46
10	初沉池污泥 → 消化池 → 干化场 → 最终处置	1.35%
11	初沉池污泥 → 两级消化池 → 机械脱水 → 最终处置	1.35%
12	接触氧化池污泥 → 干化场 → 最终处置	1.35%
13	浓缩池 → 消化池 → 干化场 → 最终处置	1.35%
14	浓缩池 → 干化场 → 最终处置	4.05%
15	初沉池污泥 → 浓缩池 → 两级消化池 → 机械脱水 → 最终处置	1.35%
16	浓缩池 → 机械脱水 → 最终处置	14.87%
17	初沉池污泥 → 好氧消化 → 浓缩池 → 机械脱水 → 最终处置	2.70%
18	浓缩池 → 厌氧消化 → 浓缩池 → 机械脱水 → 最终处置	1.35%

注：表中未注明的污泥均为活性污泥。

1. 污泥浓缩

污泥浓缩主要是降低污泥中的空隙水，通常采用的是物理处理方法，主要包括重力浓缩法、气浮浓缩法、离心浓缩法等，它们的处理性能如表 2 所示：

表 2 几种浓缩方法的比能耗和含固浓度

浓缩方法	污泥类型	浓缩后含水率 (%)	比能耗	
			干固体 (Kwh/t)	脱除水 (Kwh/t)
重力浓缩	初沉污泥	90~95	1.75	0.20
重力浓缩	剩余活性污泥	97~98	8.81	0.09
气浮浓缩	剩余活性污泥	95~97	131	2.18
框式离心浓缩	剩余活性污泥	91~92	211	2.29
无孔转鼓离心浓缩	剩余活性污泥	92~95	117	1.23

从表中可以看出，初沉污泥用重力浓缩法处理最为经济。对于剩余污泥来说，

由于剩余活性污泥浓度低，有机物含量高，浓缩困难，采用重力浓缩法效果不好，而采用气浮浓缩、离心浓缩则设备复杂，费用高，也不适合中国国情。所以，目前国内推行将剩余活性污泥送回初沉池与初沉污泥共同沉淀的重力浓缩工艺，利用活性污泥的絮凝性能，提高初沉池的沉淀效果，同时使剩余污泥得到浓缩。国内污水厂对此进行了试验研究，表明这种工艺的初沉池出水水质好于传统工艺。因此，国内当前将重力浓缩法作为主要的污泥浓缩方法，图 1 为国内污水厂所采用的污泥浓缩方法情况。

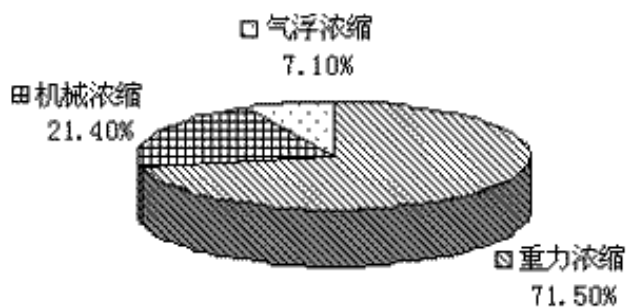


图 1 几种浓缩法在国内所占的比例

由于国内经济状态和资金短缺，且污泥中有机物含量低，所以重力浓缩法仍然将是国内今后主要污泥减容手段。

2. 污泥稳定

国内目前常用的污泥稳定方法是厌氧消化，好氧消化和污泥堆肥也有部分被采用，并且污泥堆肥正处于不断研究阶段，而热解和化学稳定方法或者是由于技术的原因或者是由于经济、能耗的原因而很少被采用[5]。图 2 为上述几种污泥稳定方法在国内所占的比例。

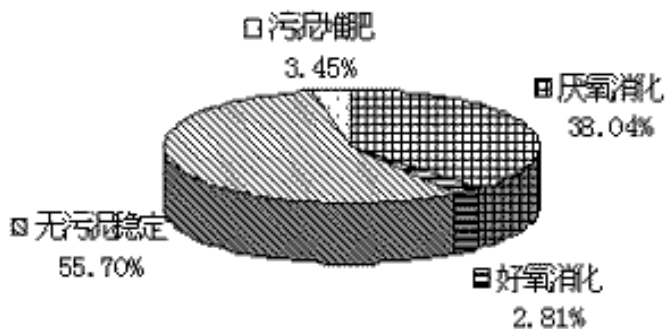


图 2 几种污泥稳定法在国内所占的比例

3. 污泥脱水

国内现有的污泥脱水措施主要是机械脱水，而干化场由于受到地区、气候条件的限制很少被采用。图 3 为几种污泥脱水技术在国内所占的比例。

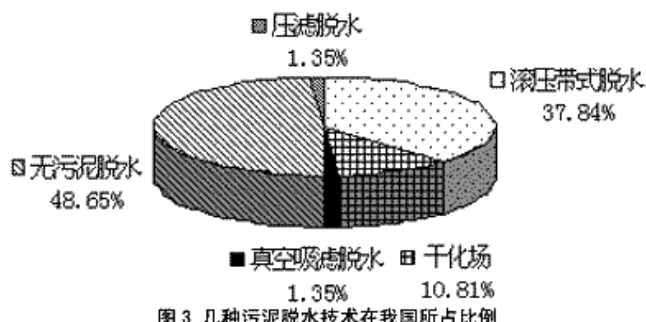


图3 几种污泥脱水技术在我国所占比例

(二) 污泥处理中存在的问题

国内城市污水污泥的处理起步较晚，其中也存在许多问题，主要表现在以下几个方面：

1) 污泥处理率低、工艺不完善

我国存在着重废水处理，轻污泥处理的倾向。很多城市未把污泥的处理作为污水厂的必要组成部分，往往是污水处理厂建成后，相当长的时间后才建污泥处理系统，造成我国城市污水污泥处理率很低。从表1的工艺中也可以看出，国内城市污水厂的污泥处理工艺是很不完善的。污泥经过浓缩、消化稳定和干化脱水处理的污水厂仅占上述城市污水厂的25.68%。这说明我国70%以上的污水厂中不具有完整的污泥处理工艺。不具有污泥稳定处理的污水厂占55.70%，大量未经过稳定处理的污水污泥将对环境产生严重的二次污染。不具有污泥干化脱水处理的污水厂约占48.65%。污泥经浓缩、消化后，尚有约95%~97%含水率，体积仍然很大。这样庞大体积的污泥如果不经过污泥的干化脱水处理，将为运输及后续处置带来许多不便。

2) 污泥处理技术设备落后

当前我国有些污水处理厂所采用的污泥处理技术已经是发达国家所摒弃的技术，其水平还停留在发达国家的70、80年代的水平，有的甚至是国外的60年代的水平。而且有些污泥处理技术根本不合乎国内的污水污泥特性，对所采用的技术缺乏必要的调查研究。污泥处理设备也比较落后，性能差、效率低、能耗高，专用设备少，未能形成标准化和系列化。因此，限制了我国污泥处理技术的提高和发展。

3) 污泥处理管理水平低

很多已建成的污泥处理设施不能正常运行，除技术水平外，管理水平低也是重要因素。大部分污水厂的管理人员和操作人员的素质较差，缺乏管理经验，不

能有效地组织生产，加上技术人员少，各个专业不配套，所以一旦生产上出现问题，不知如何处理，有的污水处理厂的污泥处理系统只好长期停止运行。提高污水处理厂的管理水平，早日实现科学管理是保证污水厂污泥系统长期运转关键所在。

4) 污泥处理设计水平低

我国排水事业有很大发展，积累了较为丰富的污水处理设计经验，并培养了大批设计人材。但在污泥处理方面，我国还缺乏实践经验和设计经验，尤其是污泥处理系统的整体水平还比较低，从已建成的污水处理厂的污泥处理装置看，运行工况不佳，不能保证长期运行，很多厂的装置建成后，又进行较大的技术改造，造成人力、物力和财力的极大浪费。

5) 污泥处理投资低

国内污泥处理投资只占污水处理厂总投资的 20%~50%，而发达国家污泥处理投资要占总投资的 50%~70%。

(三) 污泥处置的状况及分析

城市污水污泥的处置途径包括土地利用、卫生填埋、焚烧处理和水体消纳等方法，这些方法都能够容纳大量的城市污水污泥，但因国家的不同而应用情况有所不同。我国自 80 年代初第一座污水处理厂天津纪庄子污水处理厂建成投产后，污泥即由附近郊区农民用于农田。其后北京高碑店等污水处理厂的污泥也均用于农田。随着城市污水污泥产生量和污水处理厂的逐渐增多，目前我国已开始将污水处理厂污泥用于土地填埋和城市绿化，并将污泥作基质，制作复合肥用于农业等。但在国内，总的状况还是以污泥土地利用的形式为主，将污泥用于农业。可由于国内在污泥管理方面对污泥所含病原菌、重金属和有毒有机物等理化指标及臭气等感官指标控制的重视程度还不够高，因此限制了对污泥的进一步处置利用，图 4 为几种污泥处置技术在国内所占的比例。

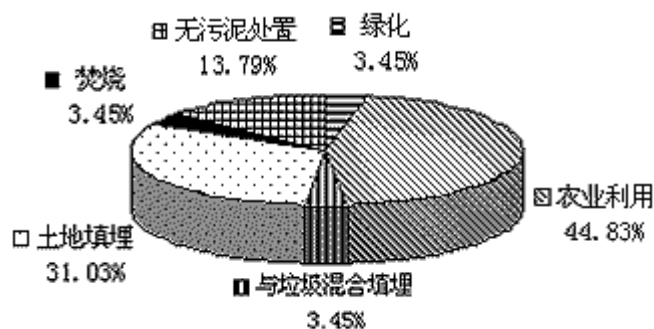


图 4 几种污泥处置技术在我国所占比例

国内的污泥处置，即最终出路存在严重问题，从上图可以看到仍有 13.79% 的污泥没有任何处置，这将为环境污染带来巨大危害。污泥散发的臭气污染空气，病原菌对人类健康产生潜在威胁，重金属和有毒有害有机物污染地表和地下水系统。造成这种现象的原因可以归纳如下：由于国内污泥处理处置的起步较晚，许多城市没有将污泥处置场所纳入城市总体规划。造成很多处理厂难以找到合适的污泥处置方法和污泥弃置场所；我国污泥利用的基础薄弱，人们对污泥利用的认识存在严重不足，对污泥的最终处置问题缺乏关注，给一些有害污泥的最终处置留下了隐患；污泥的利用率不是很高，仍有一部分的污水厂污泥只经贮存即由环卫部门外运市郊直接堆放，尤其是国内一些南方城市很多采用这种方式。这样的处置方式既影响了污水厂的正常运行，同时污泥的随意堆放又可能产生二次污染，也造成污泥资源的浪费。因此，我国当前面临的问题是尽快发展污泥处置技术来解决不断增长的污水污泥。

二、 国内城市污水厂污泥处理处置对策

(一) 我国城市污水污泥处理途径

从国内今后的发展趋势来看，其城市污水处理将形成以国家投资的大型污水处理厂为主，各地区根据经济发展状况投资兴建的不同规模污水处理厂并存的局面，因此对污水厂污泥的处理应根据污水厂所处的环境位置、处理规模、资金来源、经济技术水平来确定适合中国国情的工艺方法和技术设备等。

污泥处理的目的是使污泥减容化、稳定化、无害化及综合利用。对于国内城市的各类污水处理厂来说，应该不断完善其污水污泥处理工艺，选择包括污泥浓缩、厌氧消化、脱水等较完善的污泥处理工艺，并积极开发性能良好的、国产的污泥浓缩、稳定和脱水的装置和机械，以提高污泥的含固率，使后续的污泥处置和综合利用能顺利进行。就选择污水污泥浓缩技术来说，由于国内城市污水污泥中有机物含量低，所以采用重力浓缩仍然是一种经济、有效的污泥减容方法。污泥脱水的方法主要包括自然干化和机械脱水，而自然干化由于受到气候、地区的限制而很少被采用。污泥的机械脱水能有效降低污泥体积，为污泥的后续处置打下良好基础。现在常用的机械脱水技术有板框压滤脱水、带式压滤脱水和离心脱水等，在实际运行中各有其优缺点，同时污泥的性质对脱水效果影响很大，因此

对机械脱水方法的选择应根据污水厂工艺、运行的特点和污泥处理处置的要求而定。污泥处理时采用不同的稳定方法对整个污水处理的工艺选择和技术经济比较有举足轻重的影响，典型的稳定方法有厌氧消化、好氧消化和堆肥等的生物稳定法及投加石灰的化学稳定法。对目前国内现有的情况来说，应考虑采用基建投资少、运行管理费用低、简易高效的污泥稳定方法。污泥的中温厌氧消化法为国内的部分污水处理厂所采用，它不仅能将污泥中的有机物降解，同时杀死部分病原菌和寄生虫（卵），从而使污泥达到稳定化以及部分无害化，而且消化产生的沼气还可作能源回收。不过该法投资大，操作管理严格，对工艺技术及安全运行的要求也较高，这对国内大型的污水处理厂来说是可行的，而对于国家缺乏技术经济优势的小型污水处理厂，采用污泥厌氧消化作为污泥稳定、无害化措施是不可行的。笔者认为，对于小型污水处理厂，一是在选择污水处理工艺时，可选择延时曝气法(如采用氧化沟)，由于该工艺产生的污泥随着泥龄的增长，有机物分解趋于完善，挥发分含量随之减少，其能量也逐渐降低，污泥趋于稳定。当污泥龄足够长时，其好氧稳定的结果与厌氧消化稳定的结果很接近[6]。二是采用生污泥直接脱水后进行好氧堆肥的方法，好氧堆肥是利用微生物的作用，将污泥转化为类腐殖质的过程，可消除污泥恶臭，堆肥后污泥稳定化、无害化程度高，是经济简便，高效低能耗的污泥稳定化无害化替代技术。

(二) 污泥堆肥是符合中国国情的污泥稳定技术

污泥农用前最好进行堆肥化处理，目的是经过生物降解作用，使植物养分形态更有利于植物的吸收，另一方面还可消除臭味、杀死病原菌和寄生虫。

目前世界各国普遍采用的堆肥方法有静态和动态堆肥两种，如自然堆肥法、圆柱形分格封闭堆肥法、滚筒堆肥法、竖式多层反应堆肥法以及条形静态通风等堆肥工艺，这些方法都在不断发展和完善。

近年来，国内先后建成了一些机械化程度较高的堆肥厂，如无锡、杭州、武汉、上海等地的机械化堆肥技术包括较完整的前处理、发酵、后处理工艺和设备，其堆肥技术在产品质量、运行操作可控性、环境质量等方面的指标都达到了较高水平。天津市污水处理研究所在纪庄子污水处理厂进行的污泥高温堆肥的试验和研究中，探索出了一套少加甚至不加调节剂、简单而便于操作管理的污泥堆肥工艺，同时提出了工艺流程和技术参数，为生产线的设计与建设提供了技术依据。

以堆肥处理前、后消化污泥的提取液为试验液，以草履虫为试验对象所进行的综合毒性研究表明，两者的半致死浓度相差近 10 倍，说明堆肥对毒性有机物的降解效果是显著的。

1997 年北京市环境保护科学研究院总结多年研究成果，吸取国内外各类机械堆肥装置的优点设计、研制了污泥动态发酵器，该装置效率高、能耗低，便于操作管理和设备化。根据所研制的设备，提出以污泥动态发酵器为核心的污泥制复合肥新工艺路线，建成了 1 条年产 5000 t 复合肥生产的装置。生产线包括污泥动态发酵器、混合搅拌器、圆盘造粒机、烘干机、筛分机等组成，运行以后设备稳定可靠、经济效益明显。该研究提出的污泥动态发酵无害化及污泥制肥工艺，将在北京市高碑店等污水处理厂的污泥处理处置中得到应用，对于解决北京市的污水污泥处置问题，会起到很好的作用。可以说，该项技术的成果转化和推广应用已经有了良好的开端。

(三) 污泥土地利用是符合中国国情的处置方法

一般来说，各国家对于污泥处置方式的选择应兼顾到环境生态效益与处置成本、经济效益之间的平衡。一种有效的、适合本国具体情况的污泥处置方法应该是在环境上卫生、社会上被接受及经济上有效的方法。污泥土地填埋对污泥的土力学性质要求较高，需要大面积的场地和大量的运输费用，地基需作防渗处理以免污染地下水，填埋场的废气可能污染环境等，近年来污泥填埋处置所占比例越来越小；焚烧法的技术和设备复杂、耗能大、费用较高，并且有大气污染问题；污泥投海受到地理位置和国际海洋有关公约的限制以及对海洋生态系统和人类食物链已造成威胁，中国政府已于 1994 年初接受三项国际协议，承诺于 1994 年 2 月 20 日起不在海上处置工业废物和污水污泥；污水污泥用作建材是近年处于研究阶段的新课题，尚有许多技术难题需要解决。因此，上述几种方法的使用在我国受到限制。

从污泥的成分看，其中有机物、氮、磷等的含量均高于一般农家厩肥，还含有钾及其它微量元素。若施用于土地中，对土壤物理、化学及生物学性状有一定的改良作用。污泥中的有机物质可明显改善土壤的结构性，使土壤的容重下降，孔隙增多，土壤的通气透水性和田间持水量提高，从而改善土壤的物理性质。施用污泥也可提高土壤的阳离子交换量，改善土壤对酸碱的缓冲能力，提供养分交

换和吸附的活性位点，从而提高土壤保肥性。污泥中丰富的各种养分，明显地增加土壤氮、磷养分，并能有效地向植物提供养分，减少化学肥料的施用量，从而可降低农业生产的成本。此外，污泥可以使土壤中微生物量增加和代谢强度提高而改变土壤的生物学性状，所以污泥土地利用是适合我国目前的经济发展状况是一种积极的、生产性的污泥处置方法。同时，我国是一个发展中的国家，又是一个农业大国，其广阔的土地资源是发展污水污泥土地利用的天然优势。因此，无论从经济因素还是从肥效利用因素出发，污泥的土地利用特别是污泥的农用都是一种符合中国国情的处置方法。这种处置方法一方面可以为国内污水厂污泥找到一条根本出路，另一方面还可缓解我国农村资源的短缺。

(四) 污泥土地利用应注意的问题

1) 加强病原菌和寄生虫的控制

城市污水处理厂污泥中含有大量的病原微生物和寄生虫，如不加以控制，则污泥在土地利用或使用过程中会对人畜的健康造成危害。因此污泥在处置或利用前进行高、中温好氧法或厌氧法处理或采用辐射处理是不可或缺的环节。

2) 重视对污泥中重金属及有毒有机物的控制

污水污泥中的重金属和有机污染物含量已成为污泥土地利用的重要限制因素，污泥中往往含有大量的铜、镍、镉、铅、锌、汞等重金属和许多种有毒有机物，若农田中长期施用会导致土壤污染，它们被农作物吸收后又通过食物链进入人体，从而影响人体健康。尽管国内城市污水厂的污水以生活污水为主，但国内城市污水污泥中重金属含量还是有部分超过农用标准。因此，将污泥作土地利用时，应特别注意污水污泥中重金属超标问题。污泥中有机污染物的研究工作已经在发达国家开展了很多年，但我们在这方面的研究工作还不是很多。然而，很少研究工作并不意味着我国的污水污泥中不含或少含有机污染物。北京高碑店污水处理厂的污泥中已经检测到 35 种含氮芳香族化合物，并有 7 种已经定量化。因此，在污水污泥中有机污染物与重金属这两个领域的研究工作还有很多要做，包括污泥中有机污染物和重金属的表现形式以及污泥处理过程中它们的变化及对土壤-污泥系统的影响。这样才可以很好地解决污泥中污染物对环境及人类健康造成的影响。然而，污泥质量根源于污水厂处理的污水的质量，因此也要从污染源着手，降低进入城市污水的重金属及其它有毒物质的浓度，即必须使排入城市

污水管道的工业废水水质符合《污水排入城市下水道水质标准》(CJ18—86)。

3) 污泥的施用量

污水污泥的农业利用,不仅可以消除污泥对环境的污染,也可使其资源化而提高作物产量。但是,不合理的施用污泥,很可能导致土壤中重金属元素的积累,造成土壤资源的污染和危害人类的健康。一般来说某块农田适用污泥数量有一定限度,当达到这一限度时,污泥的农用就应停止一段时间后再继续进行。具体的污泥施用量应在调查研究的基础上,根据气候条件、地理环境、作物种类及土壤同化能力制定适合本地区特点的污泥施用额定负荷,以确保污泥农田施用安全。

4) 制定完善标准和法律法规,推广与普及环境知识

多发达国家已对污泥的处置利用制定了法律法规,对污泥的标准、施用地点的选择、水源的保护、病原菌的控制、重金属的允许施入量、运输等都作了相应的规定。目前,我国关于污泥施用的标准和法律法规还不健全,比如污泥农业利用中关于重金属的控制标准只是在研究小麦的基础上建立起来的,很明显这样会存在片面性,因此这样的标准有待于在科学研究的基础上进一步完善。另一方面是要向社会各界大力传播环保知识。污泥土地中的一个重要问题是,要让广大的污泥用户了解科学施用污泥的利益和盲目施用污泥的危害,自觉地遵守污泥土地利用的环境法律法规和科学施用技术规范。

三、结语

随着我国工业和城市的发展,污水处理率的提高,其产生量必然越来越大。从目前情况来看,国内污泥处理利用技术还比较落后,污泥处理率还比较低,人们对污泥处理处置必要性认识还不够,污泥的处理处置存在严重的不足,许多问题亟待解决。同时,我国是一个农业大国,将经过堆肥稳定化后的污泥进行土地循环利用,应该是国内污泥处置利用较有发展前景的一种途径。为了解决国内污泥处理处置中存在的问题,充分利用污泥这种资源,减少环境公害,我国必须大力发展污泥处理处置和利用的各种技术。

★ 与城市污水处理相关的现行法律法规及政策

- 1) 中华人民共和国水法(1988年1月)
- 2) 中华人民共和国水污染防治法(1984年5月)
- 3) 中华人民共和国水污染防治法实施细则(2000年3月)
- 4) 中华人民共和国环境保护法(1989年12月)
- 5) 中华人民共和国环境污染防治法(2000年3月)
- 6) 《城市污水处理及污染防治技术政策》(2000年5月)
- 7) 建设项目环境保护管理条例(1998年4月)
- 8) 饮用水水源保护区污染防治管理规定(1989年7月)
- 9) 城市排水许可管理办法(1994年)
- 10) 污水处理设施环境保护监督管理办法(1988年5月)
- 11) 城市供水价格管理办法(1998年9月)
- 12) 关于加大污水处理费征收力度建立城市污水排放和集中处理良性运行机制的通知(1999年9月)