

强化复合生物膜-活性污泥工艺处理城市污水的中试研究

王宝贞^{1,2}, 王淑梅¹, 金文标¹, 曹向东²

(1. 哈尔滨工业大学深圳研究生院, 广东 518055; 2. 深圳市水污染治理指挥部, 广东 518055)

摘 要: 为了改善深圳河和布吉河的水质, 需对布吉河水质净化厂进行改造。为了确定最佳改造工艺, 进行了强化短水力停留时间的HYBFAS工艺的中试验研究并在试验过程中对试验装置进行了改进。中试验共运行了 50 天, 在强化复合生物反应池 (HYBFAS) 中在 $DO=3 \sim 4 \text{ mg/L}$ 和硅藻精土投加量 $20 \sim 30 \text{ mg/L}$ 的条件下, 进水 $COD=110 \sim 470 \text{ mg/L}$, $BOD_5=85 \sim 190 \text{ mg/L}$, $SS=100 \sim 440 \text{ mg/L}$, $TN=21.8 \sim 43.2 \text{ mg/L}$, $NH_3-N=17.3 \sim 36.7 \text{ mg/L}$ 和 $TP=2.2 \sim 5.6 \text{ mg/L}$ 时, 其出水水质达到了 1B 甚至 1A 的标准, 分别为: $COD=8 \sim 60 \text{ mg/L}$, $BOD_5=5 \sim 14 \text{ mg/L}$, $SS=5 \sim 30 \text{ mg/L}$, $TN=11 \sim 26 \text{ mg/L}$, $NH_3-N=3 \sim 12 \text{ mg/L}$ 和 $TP=0.2 \sim 0.5 \text{ mg/L}$, 平均去除率分别为: $COD=86\%$, $BOD_5=87\%$, $SS=93\%$, $TN=50\%$, $NH_3-N=60\%$ 和 $TP=83\%$ 。论文中作者该系统中氮的去除机理进行了探讨, 并认为系统中氮的去除主要是通过同时硝化反硝化完成的。试验结果显示, 该新工艺运行费用低, 投资省, 占地面积小, 能够用于改造现有的布吉河水质净化厂。

由于经济的高速发展和污水处理、河道污染治理的相对滞后, 处理厂未达标以及部分城市污水未经处理而直接进入河道, 使深圳市区内的河道几乎全部是劣 V 类的水体, 脏乱黑臭, 与现代化的美丽城市深圳形成极大的反差, 直接影响到城市的生活和经济发展, 水环境矛盾日益突出。为了改善深圳河水质, 深圳市政府决定对深圳市区内所有进入深圳河的支流进行综合整治。

布吉河是深圳河的一级支流, 横穿龙岗和罗湖两个区, 干流总长 16.48 km, 其中特区外干流长 3.3 km, 特区内干流长 6.37 km。目前布吉河特区外流域污水收集系统不完善, 而特区内虽建设了分流制排水系统, 仍存在大量的错接乱排现象, 造成布吉河水质受到严重污染。针对特区外污水系统建设严重滞后、短期内无法对污水进行有效收集的现状, 只能在河道中对污水进行截流抽取, 并送入草埔临时污水处理厂 (布吉河水质净化厂) 进行处理, 以保证流入特区内水质有明显改善。

布吉河水质净化厂现状采用混凝沉淀工艺, 厂内含有两套工艺流程 (如图 1), 每套流程的处理量为 $10 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ 要求综合出水达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)^[1]中的一级 B 标准要求。

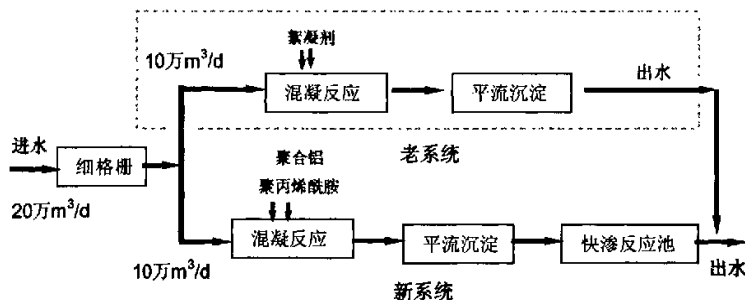


图 1 布吉河水质净化厂现状流程图

其中, 新系统正在调试期间, 调试正常后出水水质可望达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002) 一级 A 标准。目前存在的主要问题是老系统出水不能达标, 现状进出水水质如表 1 所示:

表 1 老系统现状进出水水质 (单位: mg/L)

指标	COD _{Cr}	NH ₃ -N	SS
进水	150 ~ 670	30 ~ 44	100 ~ 1080
出水	72 ~ 170	31 ~ 39	40 ~ 102

注: 2006 年 3 月下旬测定的数据

现状污水处理厂内无扩建用地, 工艺改造只能在原有处理构筑物的基础上进行, 力求以最小的改动和投资达到要求的处理效果。因此, 拟用短水力停留时间淹没生物膜-活性污泥强化复合生物处理工艺 (HYBFAS) 取代现状的混凝沉淀工艺, 对原有的 10 万 m³/d 混凝沉淀池进行改造, 使其出水达到 1B 排放标准; 由于 HYBFAS 复合生物处理工艺是一种新型工艺, 因此在改造设计之前我们进行中试试验以考察其运行效果及其对布吉河水质的适用情况。

活性污泥法 (AS) 和生物膜法 (BF) 是污水生物处理的两大工艺类型^[2,3]。活性污泥工艺具有处理能力强、效率高和出水水质好的优点, 其各种改进工艺具有较好的脱氮除磷性能, 在城市污水处理厂中得到了最广泛的的应用; 其缺点是运行不够稳定、易产生污泥膨胀和污泥产量大, 其对低浓度污水的处理效果较差。生物膜工艺具有运行稳定、剩余污泥少、管理简单、对氨氮和难降解污染物去除能力强、能够适应较大水质范围变化等优点, 其缺点是填料和其支撑机构需要较高的初期投资, 总氮和总磷的去除能力较弱。生物膜工艺对填料的性能要求很高, 这曾一度限制了它的大规模应用。近年来, 随新型填料的开发和应用, 生物膜工艺在城市污水处理中的应用有扩大趋势。鉴于活性污泥和生物膜工艺的优缺点, 二者的复合工艺 (Hybrid process) 应用已经引起人们极大的关注^[4,5,6]。

活性污泥和生物膜的复合 (Hybrid) 工艺是指将载体直接投加到活性污泥工艺的反应池中, 使污水生物处理的机理和效能发生质的变化^[7]。在此工艺中, 微生物生存的基础环境由传统 CAS 工艺中的气、液两相转变为气、液、固三相, 这种转变为微生物创造了良好的生存条件和更丰富的存在形式, 形成了一个更复杂的复合式生态系统。反应池内的生物量有悬浮相活性污泥和附着相生物膜组成, 这种方法可大幅度提高反应池内的生物量 (biomass), 降低污泥负荷率, 同时, 附着生长在悬浮载体上的长泥龄生物膜为生长缓慢的硝化菌提供了非常有利的生存环境, 使不具备硝化能力的系统具备硝化能力; 生物膜对生物量的截留作用增加了系统抗冲击负荷的能力, 减少了污泥产量。传统活性污泥法中较易孳生的丝状菌可被载体吸附于其孔隙内或表面 (载体的孔隙及其表面粗糙状况决定了其对丝状菌的捕获能力), 这样既能发挥丝状菌的强大净化能力, 又能控制污泥膨胀和污泥上浮和流失而给系统正常运行带来的危害, 提高了系统运行的稳定性。附着相微生物的存在, 使系统中微生物种类更趋多样化, 对难降解污染物质的去除能力增强。由于系统存在活性污泥, 仍可以按照厌氧/缺氧/好氧的模式来运行, 使其具备去除总氮和总磷的能力。当用此种方法来改造现有超负荷或不具有硝化能力的污水处理厂时, 由于附着相微生物被截留在反应池中, 不参与污泥分离和回流过程, 现有的二沉池和污泥回流系统可以不做任何改动, 仅在反应池增加填料及其固定装置即可, 技术改造的费用较小。这种改造方式一般不涉及现有污水管线的改动, 对现有工艺的运行影响较小。本研究以纤维编织带状软性填料为生物膜载体, 开发了一种新型淹没式生物膜-活性污泥强化复合生物处理工艺 (Enhanced HYbrid BioFilm and Activated Sludge Process -HYBFAS), 并对其对污染河水的运行效果及影响因素进行了考查。

1 试验设备与材料

1.1 试验装置

针对现状混凝沉淀池的结构，中试试验采用的试验流程如图 2 所示，污水首先进入 HYBFAS 复合生物反应池，后接化学混凝反应池及沉淀池。运行中的试验设备见图 3。

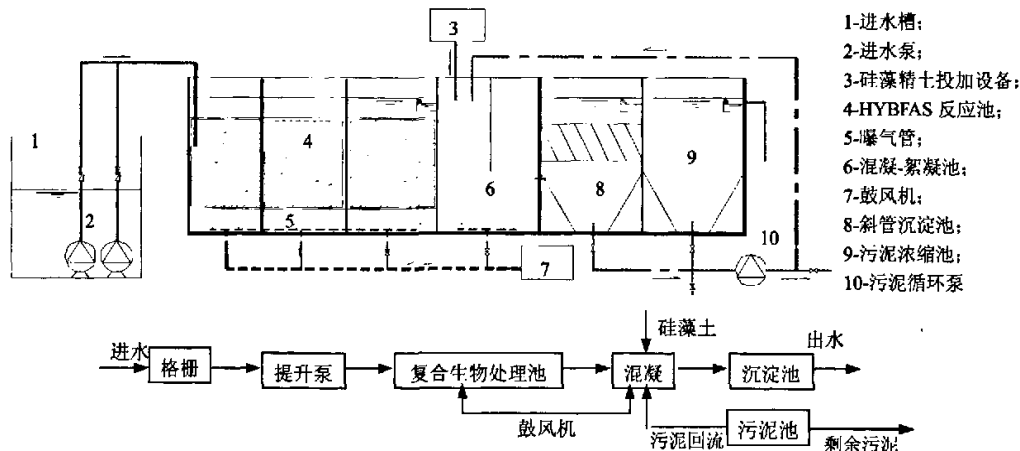


图 2 HYBFAS 工艺中试试验流程图

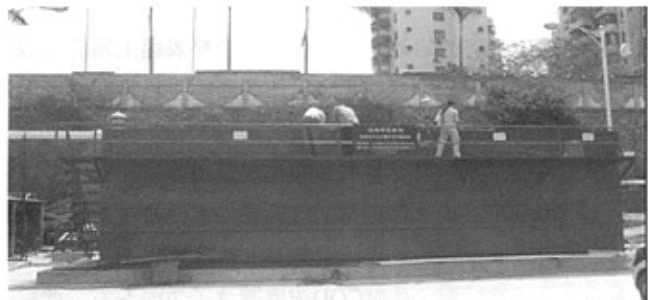


图 3 中试设备图片

中试设备由碳钢焊接而成，总长 12 米，宽 3 m，设备总体分为 4 部分：HYBFAS 生物反应池，混凝反应池，斜板沉淀池和污泥浓缩池等，详细参数见表 2。中试设备安装在草埔水质净化厂，使用该厂从布吉河抽升的污水进行试验，以使试验结果具有最好的实用性，所获得的设计参数可直接用于随后的草埔原混凝沉淀池及其附属设施改造成短停留时间 HYBFAS 工艺的设计。

表 2 HYBFAS 工艺中试设备各部分尺寸

	名称	参数	名称		参数
HYBFAS 反应池	长 (m)	6.0	斜板沉淀池	长 (m)	3.0
	宽 (m)	3.0		宽 (m)	3.0
	有效水深 (m)	3.5		有效水深 (m)	3.0
	有效容积 (m³)	60		有效容积 (m³)	30
混凝-絮 凝反应池	长 (m)	1.5	污泥浓缩池	长 (m)	1.5
	宽 (m)	3.0		宽 (m)	3.0
	有效水深 (m)	3.0		有效水深 (m)	15
	有效容积 (m³)	15			

1.2 试验用污水

试验用污水取自布吉河水质净化厂格栅后,为实际的布吉河河水,其COD和SS浓度较高,系生活污水与工业废水的混合污水,其 $\text{NH}_3\text{-N}$ 占TN的75%,平均 $\text{BOD}_5/\text{TN}=6$,平均 $\text{BOD}_5/\text{TP}=0.57$,满足生物脱氮除磷的要求。试验期间水质参数变化如表3所示。

表 3 试验用原水水质参数

指标	COD (mg/L)	BOD_5 (mg/L)	$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	SS (mg/L)	水温 ($^{\circ}\text{C}$)
变化范围	100~420	85~190	17.3~36.7	21.8~43.2	0.8~5.6	100~440	25~30
平均 $\pm$ 偏差	248.1 $\pm$ 9.9	129.6 $\pm$ 9.4	22.3 $\pm$ 2.8	29.6 $\pm$ 4.8	2.3 $\pm$ 2.5	184.2 $\pm$ 5.4	27.8 $\pm$ 2.5

1.3 分析方法

进水流量由安装在进水管上的转子流量计进行计量,同时定期测定系统中的生物膜及悬浮污泥混合液的污泥浓度(MLVSS)、混合液挥发性污泥浓度(MLVSS);进、出水中化学需氧量(COD)、生物氧化需氧量(BOD_5)、亚硝酸氮($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸盐氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、总氮(TN)和总磷(TP)。所有指标均按标准方法测定^[8]。

填料上生物膜中生物量的测定通过用去离子水冲洗填料上的生物膜并收集冲洗水,测定收集到的混合液中的SS和VSS,并以此计算单位生物膜上的生物量,以MLSS和MLVSS表示。

2 中试设备的启动运行

HYBFAS强化复合生物处理系统的启动运行,包括在填料表面上培养形成生物膜和在HYBFAS反应池内形成活性污泥。为了使该系统中尽快形成足够的活性生物量(附着生长在填料表面上生物膜与悬浮状态的活性污泥量的总和),从罗芳污水处理厂运来2 T脱水活性污泥加入HYBFAS反应池中,并加满原生污水,然后关闭进水阀门,打开压缩空气管道将压缩空气通过安装于池底的圆盘式微孔曝气器,以无数细小气泡的形式送入污水与活性污泥的混合液中,使其处于好氧悬浮状态。经过一整天的曝气培养,在填料表面上开始形成一层薄的生物膜(图4);连续闷曝培养3天后既形成了厚实的生物膜和较多的悬浮活性污泥,此时COD浓度减少了70%左右。此后,打开进水阀门往该系统中注入原生污水,逐渐加大进水流量,开始为 $10\text{ m}^3/\text{h}$,随后每隔一天增加流量 $2\text{ m}^3/\text{h}$ 。一周后增至 $18\text{ m}^3/\text{h}$,相当于在HYBFAS反应池中的水力停留时间(HRT)为3.5 h(草埔原一混凝—沉淀池改造成HYBFAS复合生物反应池—混凝—沉淀池后 $10\text{ m}^3/\text{d}$ 污水在复合生物处理池中的实际停留时间就是3.5 h)。

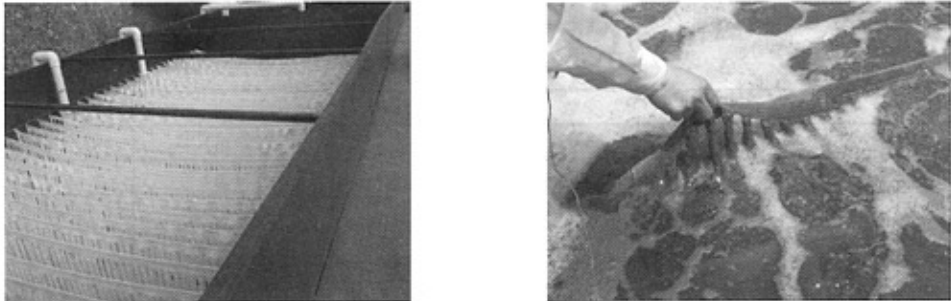


图 4 HYBFAS 复合生物反应池中辫帘式填料填装照片(间距 15 cm)及正常运行时填料上附着生长的生物膜照片

3 初期试运行

3.1 初期运行效果及存在问题

生物培养完成后, 维持进水流量 $18 \text{ m}^3/\text{h}$, 对系统的运行效果进行了考查。

试验中, HYBFAS 复合生物反应池的出水依次以下向流和上向流的方式流经混合-混凝池和絮凝池, 混合-混凝池和絮凝池均以空气搅拌, 在混合-混凝池的进水端投加混凝剂, 先后试验了硅藻精土、聚合氯化铝和硫酸铁。试验结果表明, 硅藻精土最为有效, 在投加量 100 mg/L 时, 混凝沉淀效果良好, 斜管沉淀池清澈见底, 出水 SS 和浊度都小于 10 mg/L , 出水 TP 浓度低于 1 mg/L 。

试验结果显示, 系统运行 1 周后, 出水 SS、COD、 BOD_5 基本达到《城镇污水污染物排放标准》(GB18918-2002) 的 1B 标准 (图 5、6); 在复合生物处理之后附加化学混凝沉淀, 尤其是采用硅藻精土作混凝剂时, TP 也达到了 1B 排放标准 (图 7)。但是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 远达不到 1B 标准 (图 8、9)。

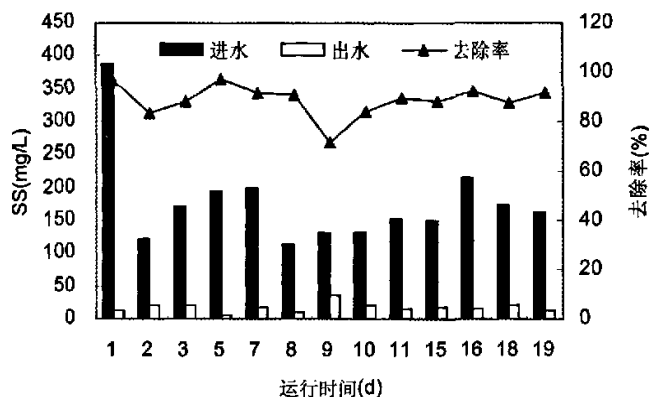


图 5 HYBFAS 系统对 SS 的去除情况 (HYBFAS 复合反应池-混凝沉淀池流程)

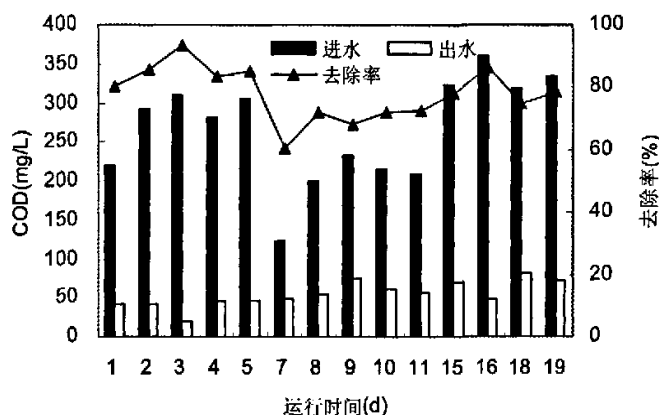


图 6 HYBFAS 系统对 COD 的去除情况 (HYBFAS 复合反应池-混凝沉淀池流程)

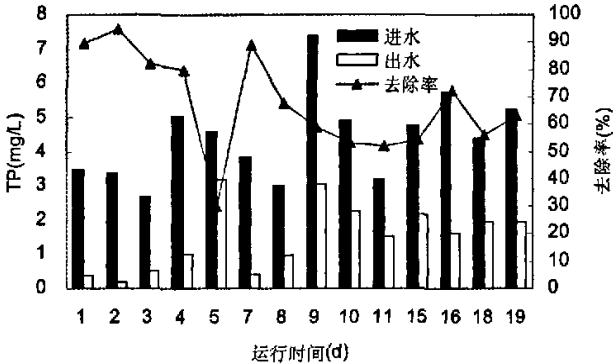


图 7 HYBFAS 系统对 TP 的去除情况 (HYBFAS 复合反应池-混凝沉淀池流程)

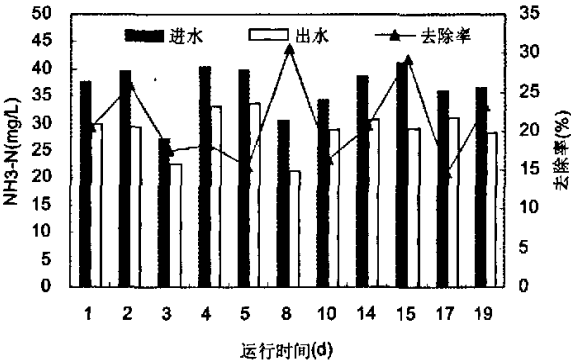


图 8 HYBFAS 系统对 NH₃-N 的去除情况 (HYBFAS 复合反应池-混凝沉淀池流程)

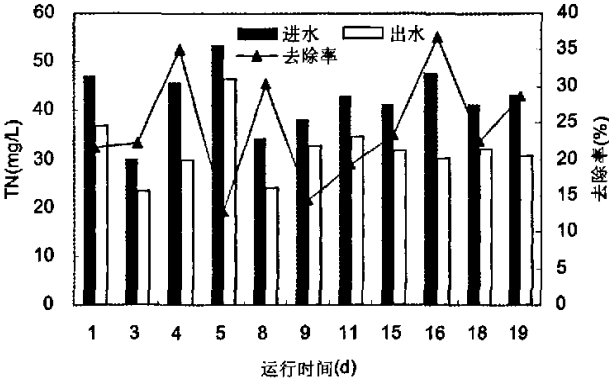


图 9 HYBFAS 系统对 TN 的去除情况 (HYBFAS 复合反应池-混凝沉淀池流程)

3.2 存在问题

分析考查TN及NH₃-N不达标的原因，主要是由于中试设备设计加工时间仓促，致使设备在设计 and 加工过程中都有一些失误之处，包括：

- ① 设计中 HYBFAS 反应池内未考虑导流措施，造成水力短流，计算水力停留时间为 3 小时，而实测的水力停留时间仅为 40 分钟；
- ② 曝气器质量差，微孔曝气器吹出的气泡不是微小气泡，而是粗大气泡，致使氧的利用率很低；没有足够的有效氧供氨氮硝化；

3.2 中试设备改造

针对试验中发现问题, 及时对中试设备主要进行了下列改造:

- ① 在 HYBFAS 复合生物反应池出水溢流堰前加设横向垂直挡水导流板, 消除水流短路现象, 使 HYBFAS 反应池的有效利用率由原来的 20% 提高至 80%。
- ② 改用高效微孔曝气棒并单侧密集布置, 形成横向水力旋流和纵向水力推流的水力复合流态, 既有利于提高混合效果, 防止由于填料的放置而造成的短流现象。又能提高了气泡在反应池中停留时间和氧的利用率。
- ③ 将污泥浓缩池用作厌氧反应池, 并将浓缩后的污泥回流到 HYBFAS 反应池, 考查其能否提高去除总磷的效率?
- ④ 混凝剂投加点由反应器后改为反应器内的进水端并采用小剂量硅藻精土投加 ($20 \sim 30 \text{ mg/L}$) 及回流循环, 将其作为硝化菌等的附着载体和混凝-吸附剂并协助除磷; 减少污泥排量, 进一步延长污泥龄, 提高硝化菌数量。
- ⑤ 取消混合-混凝池和絮凝池, 将沉淀池到混合混凝池的污泥回流改为由浓缩池至 HYBFAS 反应池前端。

改造后的设备加工平面图和工艺流程图分别示于图 10 和图 11。

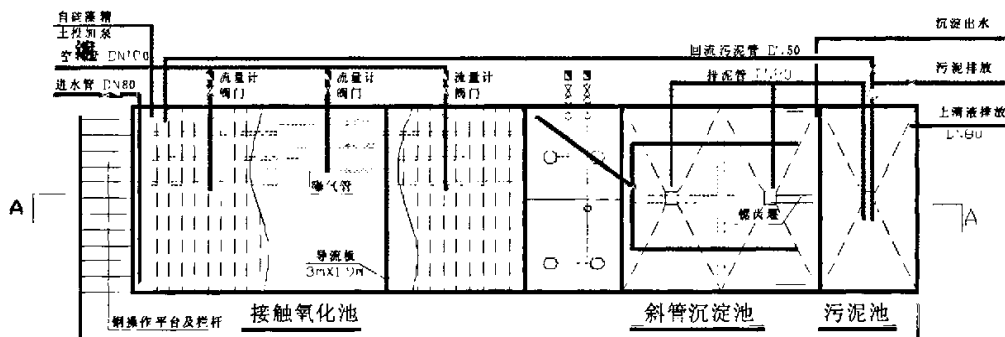


图 10 中试设备改造后的平面图

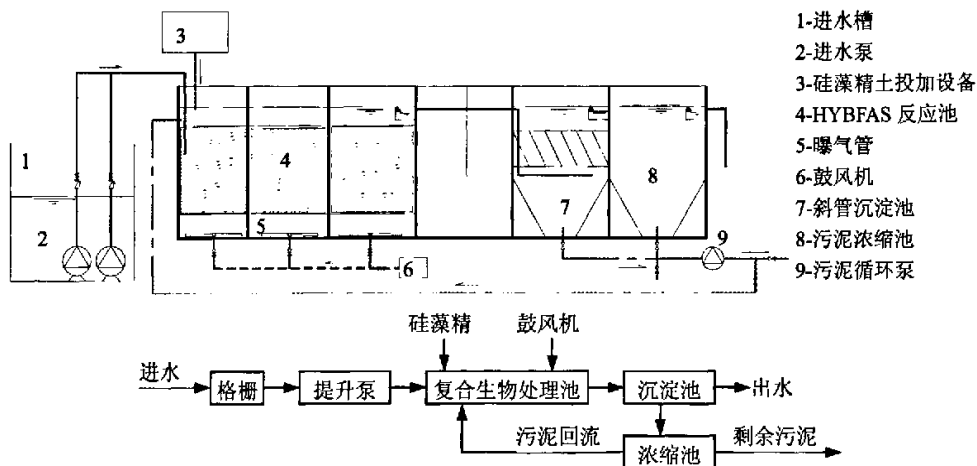


图 11 中试设备改造后处理流程图

4 改造后试验结果与讨论

4.1 生物膜的培养

装置改造完成后,采用与初期运行相同的方式进行了污泥培养。首先将从横岗污水处理厂运来的脱水活性污泥约 2 吨倒入复合生物处理池中并充满污水,同时打开曝气系统,使污水和污泥混合并进行闷曝。经过连续 3 天培养后,填料表面上生物膜生长良好,相当丰满。第四天开始连续进水,四天后流量逐渐增加至 $18 \text{ m}^3/\text{d}$,其相应的水力停留时间为 3.5 h。

4.2 有机物及 TP 的去除效果分析

装置启动后连续运行了约 40 天,其间时常因降雨量和径流量太大而时常停泵停水或停电。每次停水或停电,都影响中试设备的正常运行,3 次超过 8 小时的停电或停水,使中试设备的复合生物处理池运行效果受到严重影响,但经过 2~3 天后逐渐完全恢复,说明该工艺具有较强的抗负荷及恢复能力。

即使在如此不利的条件和环境下,该中试设备中填料上生物膜和悬浮生长的活性污泥都达到成熟和稳定,表现出极强的去除污染物的能力。

试验期间运行效果分别示于图 12~15。由图 12 可见,尽管进水 SS 浓度有时很高,大于 500 mg/L ,但是出水 SS 浓度一直很低,大都低于 10 mg/L ,不仅达到了 1B 排放标准,而且也达到了 1A 排放标准。多次出水水样清澈透明如同矿泉水,SS 测定值 $<1 \text{ mg/L}$ 。运行期间 SS 平均去除率高达 92.6%,活性污泥的沉淀性能优异,其污泥容积指数 (SVI) 仅为 $20 \sim 40 \text{ mL/g}$,远远优于活性污泥工艺中的活性污泥。其沉淀效果极好,在烧杯或量筒中仅 10 分钟便沉淀完毕。

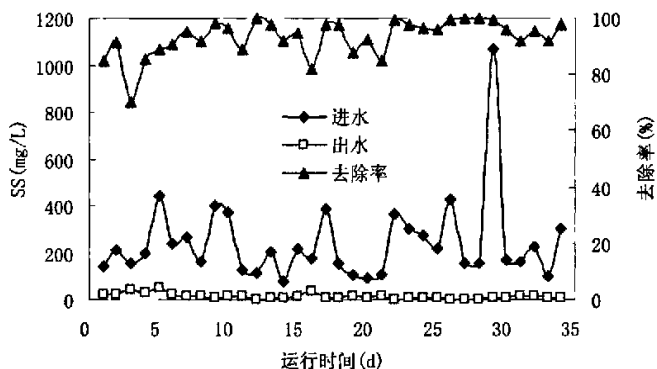


图 12 进水和出水 TSS 浓度随运行时间的变化曲线

图 13 和图 14 说明了该短HRT的HYBFAS复合生物处理系统具有很强的去除COD和BOD₅的能力。尽管进水COD浓度时常在 $300 \sim 500 \text{ mg/L}$ 范围内,但是,在运行 2 周后出水稳定地在 $20 \sim 45 \text{ mg/L}$ 之间,达到了 1A 排放标准 (50 mg/L)。COD 的平均去除率为 81.6%。同时,出水BOD₅浓度有 90% 以上的水样在 $10 \sim 20 \text{ mg/L}$ 之间,达到 1B 排放标准,其中 40% 的出水水质达到 1A 排放标准。说明在生物膜和活性污泥中生存着大量具有活性的异养菌种群,能够高效降解和去除有机污染物。

改造后的短 HRT 的 HYBFAS 复合生物处理系统在运行 2 周后 TP 便达到 1B 排放标准,甚至 1A 排放标准 (图 15)。总磷的高效去除使出水 TP 经常低于 0.5 mg/L ; 在进水 TP $2 \sim 3 \text{ mg/L}$ 时,出水 TP 时常低于 0.2 mg/L 。在运行一周后 TP 平均去除率达到 90%。非常高的 TP 去除率,与该处理系统采用如下的污泥处理流程有关:沉淀池污泥首先排入污泥浓缩池,在其中逗留较长的时间进行厌

氧反应(2~4小时), 由此释放污泥中摄取的聚合磷, 然后回流至复合生物处理池, 在好氧环境中污泥进行过量摄磷, 随后在沉淀池和污泥浓缩池中以排出剩余污泥的形式从系统中排除磷。

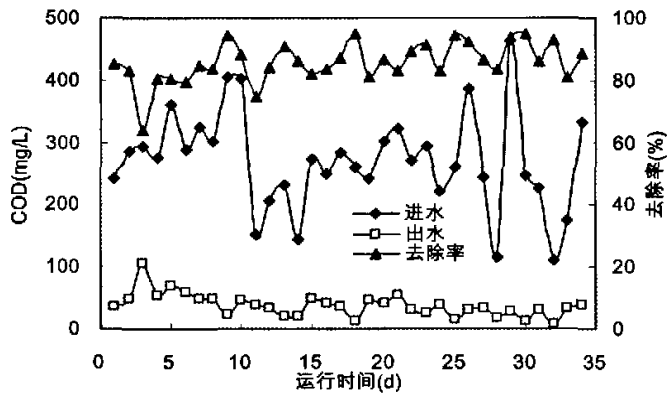


图 13 进水和出水 COD 浓度随运行时间的变化曲线

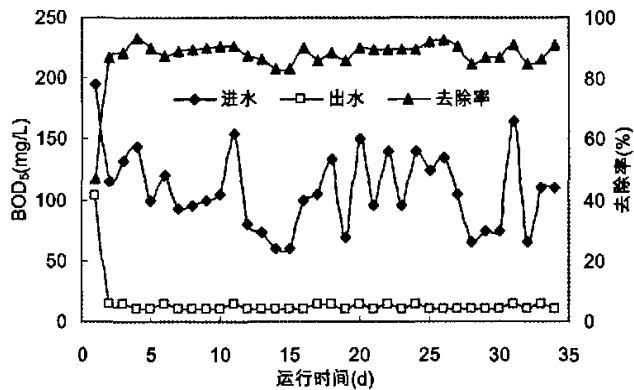


图 14 进水和出水 BOD₅ 浓度随运行时间的变化曲线

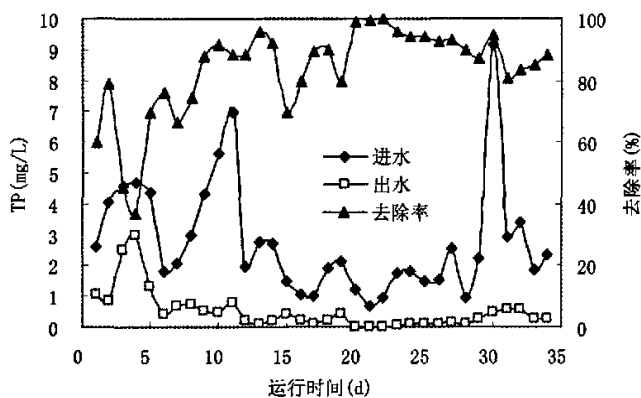


图 15 进水和出水 TP 浓度随运行时间的变化曲线

4.3 系统对氮去除效果及机理分析

装置改造在去除氮氨方面最为困难; 运行两周后 SS、BOD₅、COD_{Cr}、TP, 甚至 TN 等指标均达到 1B 排放标准, 甚至 1A 标准, 只有氨氮和总氮去除效果一直不明显, 在运行 17 天后系统出水 NH₃-N

和TN才逐渐达到了 1B 标准（图 16、17）。在短HRT的HYBFAS复合生物处理系统中，氨氮之所以去除不好，是因为使氨氮氧化的硝化菌群世代时间较长，约 10 余天，故需要较长的时间才能使其生长繁殖并达到足够的数量，才能较彻底地将污水中的氨氮硝化为硝酸盐和亚硝酸盐。为了加快硝化菌的生长和增值，我们在实验室中分离和培养了一些的硝化菌株和亚硝化菌株，加入中试设备的HYBFAS复合生物处理池中，一周后出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 便达到了 1B 排放标准。同时硝化菌的增值也保证了在该复合生物处理池中同步进行硝化和反硝化，使出水TN比氨氮更快的达到了 1B 排放标准。

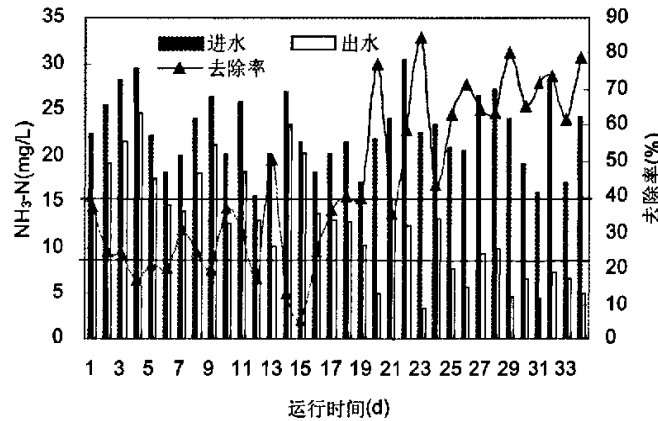


图 16 进水和出水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度随运行时间的变化曲线

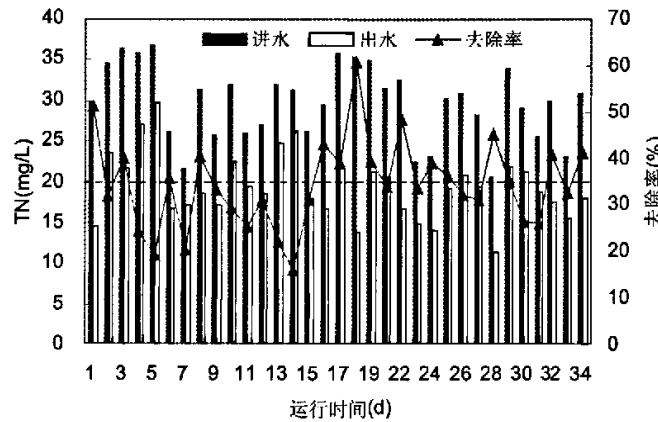
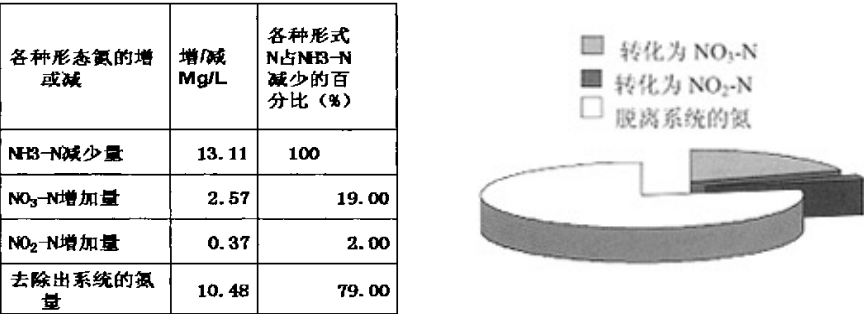


图 17 进水和出水中 TN 浓度随运行时间的变化曲线

为了考查系统中是否存在同步硝化反硝化，对一些特征水样 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的分析结果进行统计，结果表明，在HYBFAS复合生物处理系统中，去除的氨氮，并不是

等量地转化成 $(\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N})$ ，系统中 $\text{NO}_x\text{-N}$ 只占氨氮去除量的 20%左右，其余约 80%以 N_2 的形式排出系统（见图 18）。这说明HYBFAS系统中总氮的去除主要是通过同步硝化和反硝化的形式去除的，运行期间，HYBFAS系统中出现明显硝化效果时，HYBFAS反应池中的pH一直维持在 7~7.5 之间，与进水pH相比并无太大的变化，也说明系统中存在反硝化，补充了由硝化引起的碱度降低。



4.4 DO 与污染物去除之间的关系

试验中特别考察了 DO 浓度与有机物及 N 的去除率之间的关系，以为后续的污水处理厂沉淀池改造工程运行提供一个简单的控制参数。由图 19 和图 20 可见，系统中 BOD 和 COD 的去除率随着 DO 浓度的增加逐渐增加，当 DO<2 mg/L 时，COD 和 BOD 的去除率均较低，当 DO 浓度升高至 2~3 mg/L，去除率随 DO 的增加而迅速增加，DO 大于 3 mg/L 后这种趋势变的缓慢，而当 DO>4 mg/L 时，去除率几乎不再增加，而是维持一个稳定的水平。

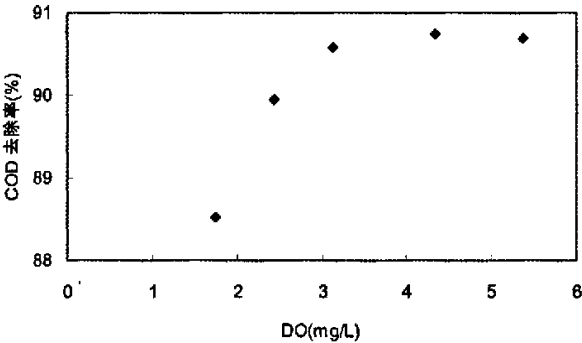


图 19 DO 与 COD 去除率的关系

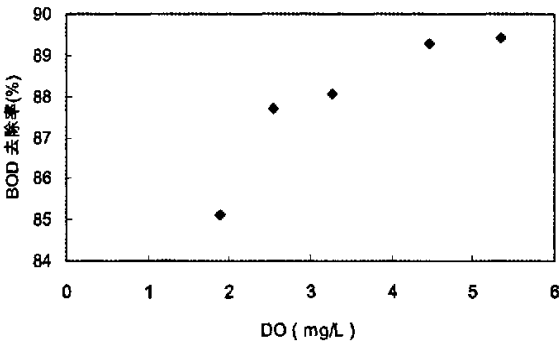


图 20 DO 与 BOD 去除率的关系

由图 21 可见，当DO<2 mg/L时，NH₃-N的去除率只有 20%，当DO=2.5~3.5 mg/L时，NH₃-N 去除率随着DO的增加而迅速增加，当DO>4 mg/L后，NH₃-N的去除率增加趋势变缓，但仍然维持一个增加的趋势，说明系统硝化效果还有进一步提高的空间。

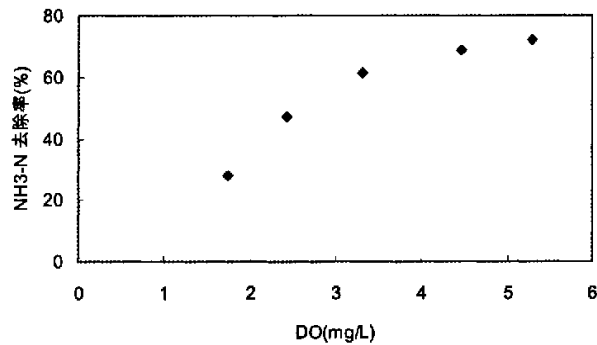


图 21 DO与NH₃-N 去除率的关系

由于试验过程中TN的去除一直受到NH₃-N硝化效果的限制，所以TN的去除率也是一直随着DO的增加而增加（图 22），但当DO达到一定浓度后（>4.5 mg/L），继续增加DO已无法进一步提高TN的去除率。说明DO浓度过高对系统的反硝化起到了抑制作用，破坏了生物膜内部的缺氧环境。综合考虑DO与污染物去除率之间的关系，系统运行中应控制DO浓度在 3.0 ~ 4.0 mg/L，以达到良好的同时去除有机物和TN的效果。

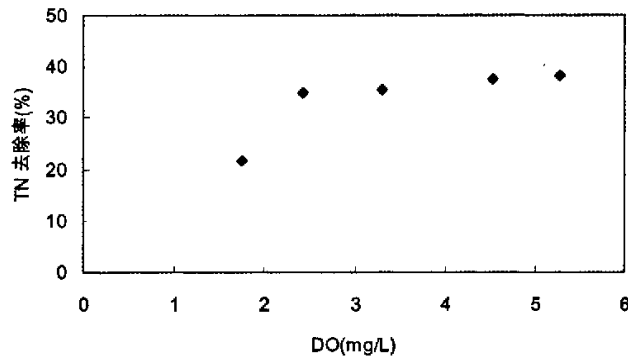


图 22 DO 与 TN 去除率的关系

4.5 污泥特性及生物量分析

为了考察反应器中的生物量及污泥特性，在反应器的上、中、下游各截取一段填料（上下游各取一段，中游前后各区一段，共四段），用纯净水冲洗下上面的生物膜，采用测定MLSS和MLVSS的方法测定生物膜上的生物量。生物膜上的平均生物量为 8 gSS/m³填料，合单位装填填料的反应器容积的生物量为 11200 mg/L，加上反应器内活性污泥生物量 1500 mg/L，反应器内总生物量达到 12700 mg/L，与传统活性污泥法相比，大大提高了系统中的生物总量，有效的提高了生物反应器的生物降解速率即污染物的去除速率^[9]。运行期间，反应器内污染物的去除负荷如表 4 所示，远高于常规活性污泥工艺和单纯的生物膜工艺。

表 4 系统中COD、BOD₅、NH₃-N、TN、TP和SS的去除负荷

去除负荷	范围	平均值±偏差	去除负荷	范围	平均值±偏差
COD (kgCOD/m ³ □)	0.60 ~ 2.90	1.59? .56	TN (kgTN/m ³ □)	0.04 ~ 0.13	0.08? .02
BOD ₅ (kgBOD ₅ /m ³ □)	0.53 ~ 1.95	1.13? .12	TP (kgTP/m ³ □)	0.01 ~ 0.04	0.01? .01
NH ₃ -N (kgNH ₃ -N/m ³ □)	0.03 ~ 0.14	0.07? .03	SS (kgSS/m ³ □)	0.53 ~ 2.96	1.29? .69

试验期间,系统中生物膜上的生物量远高于悬浮相生物量,生物膜生物量占系统总生物量的80%以上,而且生物膜上的VSS/SS比值高于悬浮污泥,说明生物膜在系统对污染物去除中占据了主导地位^[10]。试验中发现生物膜中生物量随着进水方向经历了先逐渐降低后升高并维持稳定的过程(图23),而VSS的浓度却是开始时维持一个比较低的水平,到反应器的末端迅速增加。分析这一变化的原因是由于受进水水质的影响,在反应器的起端生物膜上截留了大量无机成分,而活性微生物含量较低,故VSS/SS仅为0.29,但随着水流流动以及曝气作用,微生物逐渐适应了进水水质,经过一个短暂的停滞期(VSS/SS的比值维持在0.29~0.31)后,微生物开始大量繁殖,到反应器的末端,VSS/SS的比值增到0.49,微生物变的越来越活跃。同时测定活性污泥的SOUR达到 $6.5 \text{ mgO}_2/\text{g MLSS} \cdot \text{in}$,因此在草埔净化厂沉淀池的改造中,适当延长HYBFAS反应池的长度将有利于增加系统的活性生物量。

在活性污泥曝气池中增加填料的好处之一就是能够改善污泥的沉降性能^[11]作为工艺控制的日常监测项目,试验过程中测定了曝气池混合液中悬浮污泥的SVI HYBFAS系统中典型的沉降过程如图12所示。试验期间,SVI的变化范围为20 mL/g到40 mL/g,与传统活性污泥相比,SVI下降5~10倍。

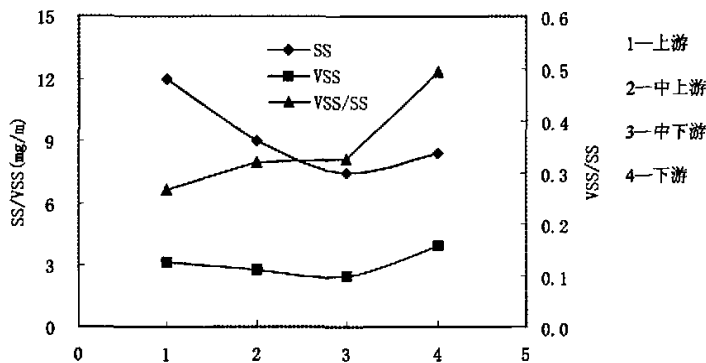


图23 HYBFAS反应池中生物膜生物特性变化

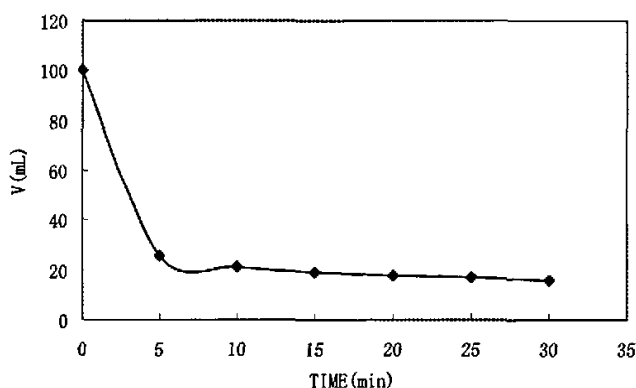


图24 HYBFAS系统中活性污泥的沉淀过程

5 结论

① 改造后的中试设备所构成的短水力停留时间(HRT=3.5 h)的HYBFAS复合生物处理系统,能高效和稳定地处理污染物浓度相当高和波动范围大的河道排放的城市污水,并使出水全面达到《城

镇污水处理厂污染物排放标准》GB18918-2002 中的 1B 标准, 其中 SS、COD、BOD₅ 和 TP 等四项指标 70%~80% 达到 1A 标准。

② 在生物反应池底单侧布设曝气器, 能够在池中形成横向旋流和纵向推流的复合水力流态, 这既能提高氧的有效利用率, 又能消除水流短路。

③ 投加少量硅藻精土 (20~30 mg/L) 能显著改善处理效果, 尤其是混凝沉淀效果, 使出水清澈透明, 各种主要污染物的浓度都很低, 达到 1B 或 1A 标准。

④ 投加硅藻精土后的污泥循环回流, 既能增大生物处理系统的活性生物量, 尤其能增加硝化菌和聚磷菌的数量, 并能使聚磷菌经历厌氧、好氧环境而达到总磷的高效去除。

⑤ 该复合生物处理系统产生的污泥, 沉淀效果极好, 污泥含水率低且产量少, 投加硅藻精土时, 每处理 1 万 m³ 污水产生脱水污泥 0.5~1 m³, 污泥含水率约为 70% 或 60%。

⑥ 该工艺无需一级处理, 经预处理后直接进入复合生物处理池及其后的短 HRT 沉淀池, 占地面积小 (约 2000~2500 m²/(1 万 m³/d)), 投资省 (700~800 元/(m³/d)) 及运行费用低 (0.3~0.4 元/(m³/d)), 能够适用于草埔水质净化厂老沉淀池的改造工程。

参考文献

- [1] 中国国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 城镇污水处理厂污染物排放标准(GB18918-2002)。
- [2] 王宝贞. 水污染控制工程. 高等教育出版社, 1990.
- [3] 张自杰. 排水工程 (下册, 第四版). 北京: 中国建筑工业出版社, 2002
- [4] Randall, C.W., and D..Sen(1996). Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal Water science and technology, 33(12): 155-162.
- [5] Sen, D., M. Pramod, and C.W.Randall (1994b). Performance of fixed film packing integrated in activated sludge reactors to enhance nitrogen removal. Water science and technology, 30, 13.
- [6] H. S. Lee, Se Jin Park and Tail Il Yoon. Wastewater Treatment in a Hybrid Biological Reactor Using Powdered Minerals: Effects of Organic Loading Rates on COD Removal and Nitrification. Process Biochemistry. 2002, 38: 81-88.
- [7] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术□理论与应用 (第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 2006
- [8] 中国国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局, 编. 水和废水检测分析方法 (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [9] George Tchobanoglous, Franklin L.Burton and H. David Stensel. Wastewater Engineering□Treatment and Reuse (Fourth Edition) (影印版). 北京: 清华大学出版社, 2003
- [10] Wang Jianglong, Shi Hanchang, Qian Yi. Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. Process Biochemistry. 2002, 36: 297-303
- [11] R. M. Jones, D. Sen and R. Lambert. Full scale evaluation of nitrification performance on an integrated fixed film activated sludge process. Wat. Sci. Tech. 1998, 38(1): 71-78.