

城市污水处理厂设计与运行的几点经验及建议

何宏胜, 冯生华, 倪梦贤

(深圳市中兴环境工程技术有限公司, 深圳 518004)

摘要: 本文讨论了在城市污水处理厂提升泵房、沉砂池、二沉池和污泥消化池的设计与运行中的几点经验。同时对脱氮除磷工艺的选择以及污泥的处理与处置提出了几点建议。

关键词: 污水处理厂; 设计与运行; 脱氮除磷; 污泥处置

1 提升泵房的设计与运行

提升泵房的电耗一般占污水处理厂总电耗的 10%~20%, 是污水厂节能的重点。提升泵房的节能首先要从设计入手, 尤其是水泵的选型要科学; 在实际运行中也要使水泵常在高效区运行, 科学合理地创造最佳运行工况。

1.1 污水提升泵的选型应以平均时低水位确定水泵的扬程

在常规设计中, 一般取极限最低水位和最高水位作为确定水泵扬程的选型依据。这就造成除在最低水位以外的绝大多数工况下, 实际扬程低于设计扬程, 导致水泵的运行工况在平时大部分时间里都偏离水泵运行的高效区以外, 从而水泵运行效率较低, 造成能量的浪费。更有甚者, 如果按最低水位和最高水位确定水泵扬程所选水泵的所配电机的运行功率随水泵实际流量的增大而升高的曲线时, 由于在平时的运行中水泵的实际扬程比设计扬程小, 固其实际流量增大, 由此引起电机的实际运行功率上升而超负荷运行, 从而导致电机的经常跳闸停机, 这种频繁的启停对于电机和水泵造成极大的损坏。如图 1 所示, 实线表示选定的型号及参数, 箭头表示实际运行情况。

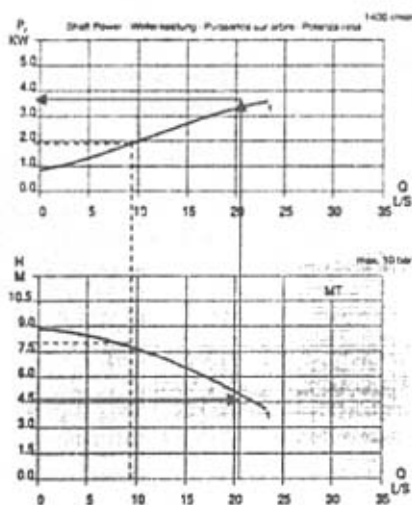


图 1 功率变化较大的水泵性能曲线

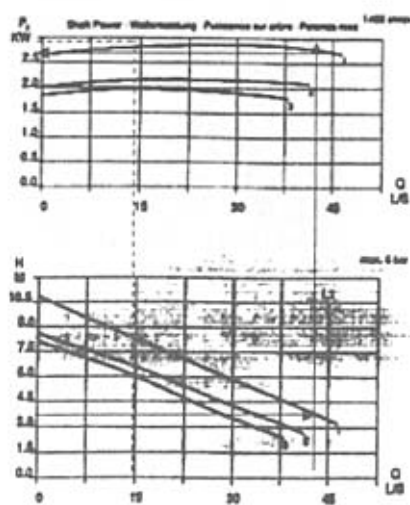


图 2 功率较平稳的水泵性能曲线

所以必须采取科学的水泵选型方法,在设计和运行中总结出的经验如下:

(1) 以平均时低水位作为确定水泵扬程的选择依据,再以极限最低水位对其校核,如此则能满足实际需求,且能保证水泵在其高效区范围内运行,节省能耗(一般污水处理厂的提升泵房后为沉砂池,其水位相对恒定,所以提升泵的扬程取决于提升泵房集水井的水位);

(2) 选择功率曲线比较平缓的全扬程水泵,这样可以保证在实际扬程与设计扬程不符时电机仍能正常运行,避免频繁启停对电机和水泵的损害,并节省能耗(电机和水泵的启动电流远大于正常运行时的电流)。如图2所示,实线表示选定的型号及参数,箭头表示实际运行情况。

1.2 提升水泵应在高水位时启动以保证其在正常水位内高效运行

由于污水厂的进水流量变化较大,使水泵井的水位变化较大。如果在水泵井的水位达到水泵的设计运行水位时即启动,则由于污水从管道中来水的速度远小于水泵的抽水速度,这样水泵井的水位就会下降很快,当低于设计水位时,水泵就要停止运行以等待来水,到设计水位时再行启动。由此造成水泵和电机的频繁启停,对其造成严重损害,并增加了能耗。

通过在实际运行中总结的经验,提倡水泵要在水泵井处于高水位(可以达到最高水位)时方才启动,这样即使来水速度远小于抽水速度,由于在最高水位启动相当于储备了备用水量,这样就可以保证水泵在其正常水位内高效运行,节省能耗,并避免频繁的启停对水泵和电机的损害。同时由于在高水位下管道中为满流,提高了污水在管道中的流速,避免了管道淤积,减少了大量管道疏通的工作量。

2 沉砂池的设计与运行

沉砂池的功能是去除比重较大(其相对密度约为2.65)、粒径大于0.2mm的无机颗粒如泥砂、煤渣等。沉砂池一般设于泵站、倒虹管前,以便减轻无机颗粒对水泵、管道的磨损;也可以设于初次沉淀池前,以减轻沉淀池负荷及改善污泥处理构筑物的处理条件。

沉砂池的效率对于后续处理效果有很大的影响,然而大多污水厂在建成后没有严格校核其沉砂效率,以至于运行后发现沉砂池的沉砂效果不佳,对后续的水泵及二级生化处理造成不良影响。如采用CAST工艺的污水处理厂,其旋流沉砂池的后续构筑物为曝气池,如果沉砂池沉砂效果不理想,则砂粒会在曝气池内逐渐累积,对活性污泥或生物膜的正常生长、繁殖及其对污染物的降解产生一定的破坏,影响曝气池的处理效果;另外,会造成沉淀污泥中无机颗粒比重超标,影响污泥的进一步处理效果,如脱水对污泥脱水机的损害或影响污泥堆肥的效果和污泥的肥力。

所以,污水处理厂建成后,在工艺调试的单机调试和设备联动调试阶段有必要对沉砂池的沉砂效果作严格的校核。以下根据实际经验对沉砂池沉砂效果的检测校核方法作一说明。

以采用CAST工艺的某污水处理厂的旋流沉砂池为例。旋流沉砂池是替代传统沉砂池及其刮砂设备的新型装置。旋流沉砂器通过水力旋流作用,并依靠机械搅拌辅助加强旋流而产生离心力,达到离心分离污水中固体颗粒的作用。其检测校核方法如下:

启动CAST池回流泵(利用清水试验后的曝气池中的清水回流入沉砂池)和搅拌机,使沉砂池处于工作状态。从沉砂池进水口处投入砂砾(细格栅后),并采取水样(沉砂池进口闸板后),测定进水中0.2mm的砂砾重量;在沉砂池出口处(巴氏槽处)采取水样,测定出水中0.2mm砂砾重量,以此计算沉砂池对粒径0.2mm以上的砂砾去除率。

计算方法为: $P = (W_1 - W_2) / W_1 \times 100\%$

其中: P ——沉砂池对 0.2mm 以上的砂砾去除率;

W_1 ——进水水样中 0.2mm 的砂砾重量;

W_2 ——出水水样中 0.2mm 的砂砾重量。

当砂粒直径 $\Phi \geq 0.30\text{mm}$ 时, 除砂效率 $P \geq 95\%$;

当砂粒直径 $\Phi \geq 0.20\text{mm}$ 时, 除砂效率 $P \geq 85\%$;

当砂粒直径 $\Phi \geq 0.15\text{mm}$ 时, 除砂效率 $P \geq 60\%$ 。

一般情况下, 沉砂池对于粒径 0.2mm 以上砂粒的去除率需要达到 85% 方能满足要求。

3 在生物脱氮除磷工艺中优先选择 A/O(+化学除磷)工艺

当前能够进行脱氮除磷的工艺很多, 其中使用最为广泛的是 A/O 工艺(早期)、 A^2/O 工艺(近期)。由于当前对氮和磷的指标必须兼顾, A/O 工艺虽然在脱氮或除磷中有很好的效果, 但是不能同时脱氮除磷, 所以近年来能够同时进行生物脱氮除磷的 A^2/O 工艺更是为大多设计者所采用, 而 A/O 工艺应用越来越少。

按传统生物脱氮除磷机理, 要达到同时脱氮除磷的效果, 则必须创造相对独立的厌氧、缺氧和好氧环境, 并让各反应必须具备的因素(一定量的细菌, 反应物如氨氮、硝酸盐、作为碳源或能源的有机物, O_2 等)在该环境下实现。常规 A^2/O 工艺(厌氧-缺氧-好氧)及其各种改良型工艺(增设预缺氧池的两点进水 A^2/O 工艺和两点进泥 A^2/O 工艺, 缺氧池前置的倒置 A^2/O 工艺, 以 UCT 工艺为代表的其它工艺)的流程是设立三个独立的反应区以分别实现厌氧、缺氧和好氧环境, 通过污泥回流和混合液的回流使各反应的细菌和对应的反应物在各环境下完成各自功能。

以下就 A^2/O 工艺的缺陷及其各种改良型工艺的不足和 A/O(+化学除磷)工艺的相对优势做一番有益的探讨:

(1) 常规 A^2/O 工艺的缺陷

1) 污泥龄方面不可调和的矛盾。

硝化菌的世代周期较长, 则脱氮必须具有较长的污泥龄; 除磷是利用聚磷菌将磷贮存在体内然后通过排出剩余污泥的方式排出系统的, 所以除磷要求较短的污泥龄。这是一对不可调和的矛盾, 工艺中所能采取的一切措施皆只能在其间找到一个合适的平衡点, 不能取得两者俱佳的效果。另外, 硝化需要长泥龄以保证硝化菌的数量, 而反硝化则需较短泥龄, 以促进反硝化菌的更新并保持高活性。所以, 在硝化和反硝化容量的配置间存在着泥龄的矛盾。

2) 混合液回流方面的矛盾。

好氧池位于流程的末端, 氨氮基本上完全氧化, 出水中氮的主要形式是硝酸盐氮。从理论上说, 好氧池混合液回流比越大, 则出水硝酸盐氮越少, 去除总氮的效果越好。但是过大的回流比会使硝酸盐混合液中携带的溶解氧对缺氧环境的破坏愈趋明显, 而在有分子氧条件下, 脱氮菌优先利用游离氧而不是硝酸盐氮作为电子受体, 从而反硝化受到阻碍。在运行中有时要保持好氧池末端低溶解氧浓度以保证脱氮除磷的效果, 但是这引起另一个问题: 即较低的溶解氧浓度使二沉池容易处于厌氧状态, 沉淀的污泥会重新将磷释放到水体中, 而且会发生内源反硝化, 造成高磷污泥上浮, 影响出水水质, 尤其是总磷。同时, 高回流比使动力消耗增加, 运行费用升高。

3) 污泥回流方面的矛盾。

污泥回流是为了保证各反应池中有一定数量的完成各自功能的细菌。理论上说, 参与释磷吸磷的聚磷菌越多, 参与反硝化和硝化的细菌越多, 则除磷脱氮效果越好。但是, 除磷是通过排出高磷污泥来实现的。这样剩余污泥的排放量就和污泥回流量发生了矛盾。并且, 回流污泥中携带的硝酸盐氮会对厌氧释磷效率产生抑制, 导致好氧吸磷动力不足, 从而降低除磷效率。

4) 在碳源竞争方面的矛盾。

碳是微生物生长需要最大的营养元素。在脱氮除磷系统中, 碳源大致上消耗于释磷、反硝化和异养菌正常代谢等方面。从上述脱氮除磷机理可以看出, 释磷和反硝化的反应速率都与进水碳源中的易降解部分, 尤其是挥发性有机脂肪酸(VFA)的数量关系很大。一般来说, 城市污水中易降解碳源有机物的数量是十分有限的。以脱氮来说, 只有当进水中 C/N 比达到 8 时, 其中的易降解碳源有机物部分才能保证高反硝化效率所需的碳源是充足的。所以, 在 A²/O 工艺中(尤其是进水 C/N 比较低时)的释磷和反硝化之间, 存在着因碳源不足而引发的竞争性矛盾。

5) 对水质、水量变化很敏感

(2) 各种改良型 A²/O 工艺的不足之处

常规 A²/O 工艺中的缺陷在各种改良型 A²/O 工艺中仍然存在。除此之外, 各种改良型 A²/O 工艺还存在如下问题:

1) 两点进水改良型 A²/O 工艺在常规型的厌氧池前增设了预缺氧池, 虽然可以消除回流污泥中的硝态氮对后续厌氧池聚磷菌释磷的影响, 同时也能保证厌氧池严格的厌氧环境以提高释磷效率。然而, 其增设预缺氧池要求两套配水系统, 基建投资加大, 运行管理趋于复杂; 且使整体流程更长, 水力停留时间增大, 处理效率和运行费用提高。

2) 两点进泥改良型 A²/O 工艺也增设预缺氧池, 并将大部分回流污泥回流至缺氧池, 将少部分污泥回流至预缺氧池。这种方式只能减轻回流污泥中的硝态氮对厌氧释磷效率的影响, 而且使参与厌氧释磷的污泥量减少, 影响最终的除磷效率。

3) 缺氧区前置的倒置 A²/O 工艺使回流混合液和回流污泥中的硝态氮优先利用进水中的有机物进行反硝化, 保证很高的脱氮效率, 同时也消除了硝态氮对厌氧释磷的影响, 并使后续厌氧池能够形成严格厌氧环境。但是先进行反硝化将进水中易降解有机物消耗殆尽, 使后续厌氧池中聚磷菌的厌氧释磷过程由于缺少碳源而释磷不充分甚至不释磷(只降解贮存的糖原获得能量), 则后续的好氧吸磷动力严重不足, 影响最终的除磷效率。

4) UCT 工艺把常规 A²/O 工艺的缺氧区分为前后两个部分, 将硝化混合液回流至缺氧区, 再将缺氧区前部的混合液回流至厌氧区; 回流污泥先进入缺氧区前部。这种作法实际上是划出一个小的缺氧区专门消耗回流污泥中的硝酸盐, 故避免了回流污泥中的硝酸盐对厌氧区的冲击, 改善了聚磷菌的释磷环境。但是, 进入缺氧区前部的回流污泥只有一小部分进入厌氧池经历了释磷过程, 其实际除磷效果因此显著降低。

(3) A/O(+化学除磷)工艺的相对优势

1) A/O(+化学除磷)工艺不必在生物脱氮除磷系统中同时兼顾脱氮和除磷二者都具有很高的去除率, 只用考虑脱氮取得高去除率同时有一定的除磷效果(一般可以达到 50%)即可, 再通过设置化学除磷系统保证磷的去除率。所以在 A²/O 工艺及其各种改良型工艺中存

在的缺陷和不足都可以得到很好的解决：脱氮和除磷的污泥龄方面的矛盾基本不存在，混合液回流和污泥回流中的硝态氮对聚磷菌释磷的影响可以通过化学除磷来解决，混合液回流中携带的溶解氧对缺氧环境的破坏可以通过降低好氧池末端的溶解氧达到降到最低，脱氮和除磷对碳源的竞争导致的碳源不足问题基本不存在。所以，A/O(+化学除磷)工艺在保证脱氮除磷效果的前提下，具有流程简单、占地少、运行管理方便、投资和运转费用较低的优点。

2) 西方国家在生物脱氮除磷方面的理论研究比国内深入，运行经验比国内丰富。当氮、磷要求严格时，鉴于传统脱氮除磷理论下二者的矛盾，普遍采用生物脱氮+化学除磷的工艺。所以我们国内的污水处理厂在工艺的选择上不能不深入分析，能用工艺流程精简、能耗较低、运行管理比较方便的A/O(+化学除磷)工艺，就不用 A^2/O 工艺及其各种改良型工艺。

3) 当前在脱氮和除磷研究发面发现了很多新现象，由此产生了很多新理论如：短程反硝化(亚硝酸盐型反硝化)理论、厌氧氨氧化理论(氨氮和亚硝酸盐氮直接反应转化为氮气)、好氧反硝化(在好氧条件下，由异养型硝化菌和好氧反硝化菌同时完成硝化和反硝化)理论、DPB菌(反硝化除磷菌)在缺氧条件下的同时反硝化除磷理论。在这些新理论基础上开发出的新工艺表现出的共同点在于工艺流程精简，能耗较小，运行管理方便。所以采用A/O(+化学除磷)工艺在流程上更接近于新工艺，只需变换运行参数和适当变化即可，有利于新工艺应用后的改造或者扩建。

选择污水厂的处理工艺是一件复杂的事情，目前的各种处理工艺，都各有优缺点，只有最适合某个工程的工艺，并不存在最先进的工艺。设计者应该优先选择运行管理简单、运转费用低的工艺。

根据设计经验和对当前众多使用 A^2/O 工艺及其各种改良型工艺的污水处理厂的实际情况的总结和研究，我们认为： A^2/O 工艺及其各种改良型工艺在理论上虽然可以达到很好的同时脱氮除磷的效果，但是其流程长，运行管理复杂，能耗大，运转费用高，且在实际运行中很难实现最佳运行条件，往往是脱氮与除磷的效果不能两全。而相比来说，A/O(+化学除磷)工艺流程精简、占地少，投资和运转费用较低，运行管理比较方便，并且便于在新理论基础上开发的工艺应用到工程实践后的改造。所以我们推荐使用A/O(+化学除磷)工艺。

4 二沉池的设计与运行

二次沉淀池的主要功能是进行泥水分离以及污泥的贮存和浓缩，它处于整个生化处理系统的末端，其设计和运行的效果对出水水质具有直接而重大的影响。尤其是当前对总磷的排放标准愈趋严格的情况下，其设计和运行的效果对总磷指标影响很大。因为除磷是通过排出高磷剩余污泥实现的，若二沉池设计运行不善，则出水SS升高，而SS实际上是高磷污泥，严重影响出水总磷指标。所以，更应该深入研究实际情况，使二沉池的设计更科学。

活性污泥的特点是质轻，易被出水带走，并容易产生二次流和异重流。而进出水方式以及进水的布水均匀性和出水堰口负荷是影响二沉池运行效果的重要因素。根据我们的在设计和运行中的经验，我们推荐使用周边进水和周边出水的方式，进水要做到均匀布水，出水堰口负荷应尽可能小，当实际出水流量达不到设计出水流量时可以考虑多加几周出水堰的方式解决。阐述如下：

(1) 进水出方式

图3为中心进水周边出水(A)和周边进水周边出水(B)的沉淀池示意图。可以看出，

周边进水周边出水方式与中心进水周边出水方式相比,出水的流程更长,有更长的时间完成泥水分离的过程,且二次流、异重流的影响相对较小,沉淀效果更好。

(2) 进水的布水均匀性

进水的均匀性非常重要,对于沉淀池水流流态和运行稳定性具有重大影响。所以,在设计进水槽时要尽量严格,计算精确,另外辅助以试验,以保证布水的均匀性。但由于进水流量的不稳定,则必要时,运行中可以在进水槽内设置潜水搅拌机进行推流以保证配水的均匀。

(3) 出水堰口负荷

出水堰口负荷是影响二沉池运行效果的重要设计参数,其大小对堰口附近水的流态有直接影响,进而对下层水体造成扰动,影响泥水分离效果,出水水质变差。在保证水的流态和处理量的前提下,推荐出水堰口负荷应取尽可能小值,当实际出水流量达不到设计值时,可以考虑多加一道或多道出水堰。

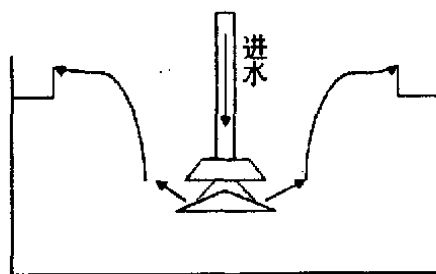


图 3(A) 中心进水周边出水的沉淀池示意图

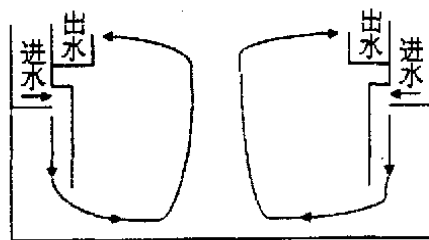


图 3(B) 周边进水周边出水的沉淀池示意图

5 污泥的处理与处置

城市污水的污泥问题是一直困扰着城市污水处理厂的棘手问题。污泥的处理处置涉及到的问题很多,错综复杂。在此不再赘述,以下仅根据以往的认识和经验谈谈几点看法。

(1) 对于污泥的最终处置途径坚决主张施用于农田。

污泥中的有机物分解产生的腐殖质可以改良土壤结构,避免板结,而其中丰富的 N、P、K 等营养元素和 Ca、Mg、Zn、Cu、Fe 等微量元素是植物生长必需的,施用于农田能够增加土壤肥力、促进农作物的生长。所以将污泥从污染物转化为一种可利用的资源是一种科学而且成本低的处置方式,符合经济循环发展的思想。

(2) 呼吁并主张从上游污染源头上严格控制排入城市污水处理厂的重金属、有毒有害物质的标准。

为了保证污泥的无害化和施用于农田的最终处置途径,提议城市污水处理厂应加强自己的水质化验能力:首先搞清楚各上游污染源排放污水的水质并限定其排放标准,然后严格、日常性地监测进水水质,一旦发现某项指标不正常,则可以找到其源头,配合政府制定相关政策标准对该污染源单位进行处罚。通过这种方式保证污泥的重金属、有毒有害物质被控制在允许范围内。

(3) 污泥的稳定化处理首选厌氧消化。

一般来说,污泥量小时用好氧消化,污泥量大时则用厌氧消化。污泥厌氧消化可以使有机物消化分解,污泥不再腐败;同时,通过中温消化,大部分病原菌、蛔虫卵被杀灭并作为有机物被降解。经此处理后污泥达到稳定化、无害化的目的,伴生的沼气可作为能源加以利用。污泥厌氧消化在发达国家被广泛采用,欧美、日本、独联体等国家,用厌氧消化处理污

泥占污泥总量的一半以上。

对于污泥消化工艺的运行谈几点经验:

1) 污泥的投配采用溢流式。浓缩后的生污泥直接通过输送管道进入消化池, 由于消化池的容积一定, 则消化后的熟污泥随即溢流出消化池, 进入的生污泥量和溢流出的熟污泥量是相同的。溢流式投配方式避免了阀门式投配系统的繁琐和操作不便的缺点, 易于控制。

2) 污泥加热采取先将生污泥投入消化池, 然后再从池中抽出混合污泥循环加热的方式。由于生污泥温度较低, 如果直接对其加热, 由于需在热交换管道中停留较长时间容易使其在管道中板结, 而对混合污泥加热则比较方便。

3) 搅拌采取利用消化产生的沼气直接循环进行连续搅拌的方式。一般用沼气进行搅拌的系统, 在设计中都设置一个沼气贮存罐, 将消化产生的沼气先收集并贮存在罐中, 然后再从沼气罐中配送沼气对消化池进行搅拌。这种方式存在很大弊端: 首先沼气罐在压力的变化下存在突然被压扁的隐患; 其次系统复杂, 管道、阀门和风机系统配置较多, 故障点增多, 也不易于控制。所以, 提倡采用将消化产生的沼气收集后直接循环进入消化池进行搅拌的方式, 以精简系统, 便于控制。

参考文献:

- [1] 刘竹溪、冯广志主编. 中国泵站工程. 北京: 水利电力出版社, 1993.
- [2] 陈坚, 张雷. 国外泵站发展及运行管理情况综述. 水利水电, 5005, 7.
- [3] 刘文伟. 试论污水泵站之选泵. 中国水星, 2006, 2.
- [4] 黄良勇. 考察荷兰泵站工程的几点体会, 机电排灌, 1997, 3.
- [5] 赵乐诗. 我国泵站建设与管理现状和任务, 农田水利与小水电, 1994, 9.
- [6] 林荣忱, 李金河. 污水处理厂泵站与曝气系统的节能途径. 中国给水排水, 1999, 1.
- [7] 张自杰主编. 排水工程, 下册, 第四版. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999.
- [8] 张自杰主编. 废水处理理论与设计. 北京: 中国建筑工业出版社, 2002.
- [9] 冯生华编著. 城市中小型污水处理厂的建设与管理. 北京: 化学工业出版社, 2001.
- [10] 杨柳燕, 肖琳主编. 环境微生物技术. 北京: 科学出版社, 2003.
- [11] 国家环境保护总局. 2000 年中国环境状况公报. 环境保护, 2001, 7: 3-9.
- [12] 王涛, 楼上游. 中国城市污水处理工艺现状调查与技术经济指标评价. 给水排水, 2004, 30(5): 1~3.
- [13] 龚云华. 污水生物脱氮除磷技术的现状与发展. 环境保护, 2000, 7: 23~25.
- [14] 何文远, 杨海直. 城市污水脱氮除磷工艺的比较分析. 华中科技大学学报(城市科学版), 2003, 20(1): 85~87.
- [15] 周国成. 我国污水处理 A/O、A²/O 工艺技术在生物脱氮除磷技术的实验研究、应用与发展. 化工给排水设计, 1997, 1: 1~11.
- [16] 全恩丛, 郭会杰, 赵福欣, 郁伟杰. 保定市鲁冈污水处理厂 A²/O 工艺运行管理. 污水脱氮除磷技术研究与实践: 164~167.
- [17] 张学洪, 李金城, 刘荃. A²/O 工艺生物除磷的运行实践. 给水排水, 2000, 26(4): 14~17.
- [18] 郝红元, 郝红英, 王伟. A²/O 工艺影响因素的研究. 给水排水, 2003, 29(4): 12~14.
- [19] 齐磊. 泰安市污水处理厂 A²/O 工艺运行实践及分析. 污水脱氮除磷技术研究与实践: 187~188.
- [20] 张波等. 生物脱氮除磷工艺厌氧/缺氧环境倒置效应. 中国给水排水, 1997, 13(3): 7~9.
- [21] 张波, 高廷耀. 倒置 A²/O 工艺的原理与特点研究. 中国给水排水, 2000, 16(7): 11~15.
- [22] 徐亚同. 污水的生物除磷. 环境科学研究, 1994, 7(5): 1~6.

- [23] 屈计宁, 张建良. 倒置 A/A/O 工艺在城市污水处理中的应用研究. 江苏环境科技, 2004, 2:9~12.
- [24] 郝晓地, 汪慧贞, 钱易. 欧洲城市污水处理技术新概念——可持续生物除磷脱氮工艺. 给水排水, 2002, 28(6): 6211.
- [25] 刘章富等. 同步生物除磷脱氮的几种实用新工艺. 中国给水排水, 2002, 18 (9): 65~68.
- [26] 张望军. OCO 工艺对城市污水的处理. 城市给水排水, 2000, 26 (3): 1~2.
- [27] Lesley A. Robertson and J. G. Ijskumm (1984). A aerobic denitrification: a controversy reviewed. Arch Microbiol, 1984, 139: 351~354.
- [28] Elisabeth V. Munch et al. Simultaneous nitrification and Denitrification in Bench-scale Sequencing Batch Reactor. Water Res, 1996, 30(2) 177~284.
- [29] Van Neil E. W. J. Nitrification by heterotrophic denitrifiers and its relationship to autotrophic nitrification, Ph D Thesis, Delft University of Technology, Delft, 1991.
- [30] Van Loosdrecht M C M, Brandse F A, de Vries A C. Upgrading of waste water treatment processes for integrated nutrient removal—the BCFS process. Water Sci Technol, 1998, 38(3): 12~23.
- [31] Van Loosdrecht M C M, Kuba T, van Veldhuizen H M, et al. Environmental impacts of nutrient removal processes: J of case study of Environ Eng, 1997, 38(1): 33~40.
- [32] Kuba T, van Loosdrecht M C M, Brandse F A, et al. Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants. Wat Res, 1996, 31(4): 777~786.
- [33] Xiaodi Hao, van Loosdrecht M C M, Sebastiaan C F Meijer, et al. Model-based evaluation of denitrifying removal in a two-sludge system. J of Environ Eng, 2001, 42(2): 112~118.
- [34] 郭劲松, 黄天寅, 龙腾锐. 生物脱氮除磷工艺中的微生物及其相互关系. 环境污染治理技术与设备, 2000, 1(1): 8~15.
- [35] 沈耀良. 废水生物脱氮除磷工艺设计和运行中需考虑的几个问题. 环境科学与技术, 1996, (2): 36~40.
- [36] 宋敬阳译. 城市污水污泥的农田施用. 国外环境科学技术, 1993(3): 29~32.
- [37] 周立祥, 胡儒堂, 戈乃盼, 等. 城市污泥土地利用研究. 生态学报, 1999, 19(2): 185~193.
- [38] 赵丽君, 张大群, 陈宝柱. 污泥处理与处置技术的进展. 中国给水排水, 2002, 17(6): 23~25.
- [39] 史昕龙, 陈绍伟. 城市污水污泥的处理与利用. 环境保护, 2001(3): 45~46.
- [40] 曹秀芹, 陈珺. 污水处理厂污泥处理存在问题分析. 北京建筑工程学院学报, 2002, 3, 18(1): 1~4.
- [41] 梁鹏, 黄霞, 钱易, 等. 污泥减量化技术的研究进展. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4(1): 44~52.
- [42] 李兵, 尹庆美, 张华. 污泥的处理处置方法与资源化. 安全与环境工程, 2004, 4.

Experiences and Suggestions on Design and Operation of municipal sewage plant

HE Hong-sheng, FENG Sheng-hua, NI Meng-xian

(Shenzhen Zhongxing Environmental Engineering & Technology Limited Company, Shenzhen 518004)

Abstract: Experience of the design and operation on pump plant, grit removal chamber, secondary sedimentation tank and sludge digestion tank of municipal sewage plant were shared in this paper. Furthermore selection of process for removal of nitrogen and phosphorus and approach for sludge ultimate disposal were discussed, and some advice were provided.

Key words: municipal sewage plant; design and operation; removal of nitrogen and phosphorus; sludge disposal