

污水处理厂脱氮除磷技术优化与水体富营养化防控

刘 莎

镇平县污水处理中心 河南 南阳 474250

摘 要: 本文系统分析了传统污水处理工艺在氮磷去除方面的技术局限, 综述了生物脱氮(硝化-反硝化、短程硝化反硝化、厌氧氨氧化)和生物除磷(强化生物除磷、化学辅助除磷)的技术原理与优化方向。在此基础上, 从工艺参数调控、碳源配置优化、污泥龄管理、智能控制技术及深度处理单元集成五个维度提出了系统优化策略。进一步探讨了污水处理厂出水水质提升与水体富营养化防控的响应关系, 明确了不同水体环境容量约束下的技术选择原则。研究表明, 脱氮除磷技术的优化应遵循“源头碳源高效利用-生物过程强化-深度处理兜底”的协同路径, 并在经济性与环境效益之间寻求平衡。本文为污水处理厂提标改造和富营养化靶向防控提供了技术参考与理论支撑。

关键词: 污水处理厂; 脱氮除磷; 水体富营养化; 技术优化; 深度处理

引言

水体富营养化严重威胁我国水生态安全, 城镇污水处理厂尾水作为持续性点源, 其氮磷排放与受纳水体环境容量矛盾突出。现行一级 A 排放标准仍远高于敏感水体防富营养化阈值, 深度优化脱氮除磷技术势在必行。然而, 生物脱氮与除磷存在内在工艺冲突: 脱氮需长污泥龄和充足碳源, 而除磷需短污泥龄且碳源过量会抑制释磷吸磷, 单一工艺难以兼顾高效协同。因此, 必须从系统层面突破传统工艺局限, 通过流程重构、碳源精准调控、智能控制及分级目标设定等多维路径实现解耦增效。同时, 应将污水厂优化纳入流域综合治理框架, 协同源头减排与生态修复。本文旨在梳理现有技术瓶颈, 提出系统化优化策略, 为污水处理厂提标改造与水环境靶向防控提供理论支撑与实践指引。

1 脱氮除磷技术原理与现有工艺局限

生物脱氮通过硝化(好氧, 氨氮 $\rightarrow$ 硝酸盐)和反硝化(缺氧, 硝酸盐 $\rightarrow$ 氮气)实现。硝化需长污泥龄(>5 天)、高曝气(占能耗 50% 以上); 反硝化依赖碳源, $C/N < 4$ 时效率骤降。传统工艺存在能耗高、碳源需求大、菌群环境矛盾等局限。新型工艺方面, 短程硝化反硝化(亚硝酸盐 $\rightarrow$ 氮气)可节省 25% 曝气、40% 碳源, 但在常温城镇污水中稳定性差。厌氧氨氧化(氨氮 + 亚硝酸盐 $\rightarrow$ 氮气)无需碳源, 曝气能耗降 60% 以上, 但菌种生长极慢(倍增 10-14 天), 低温低氨氮环境下富集困难, 且受有机物抑制。除磷技术中, 强化生物除磷利用聚磷菌在厌氧/好氧交替环境下过量摄取磷酸盐, 通过排泥去除, 但易受硝酸盐回流干扰。化学除磷(铝/铁盐)

效率高($TP < 0.1 \text{ mg/L}$), 但药剂成本增加 0.1-0.3 元/吨水, 且污泥增 20%-40%。脱氮与除磷存在系统性冲突: 硝化需长污泥龄, 而聚磷菌需短污泥龄; 两者竞争碳源(聚磷菌优先利用短链脂肪酸); 高溶解氧回流会破坏厌氧除磷环境。单一工艺难以同时高效脱氮除磷, 需通过流程重组与参数优化寻求协同。

2 污水处理厂脱氮除磷技术优化路径

2.1 碳源优化配置策略

碳源是制约同步脱氮除磷的关键瓶颈。优化路径包括三个方面。其一, 内碳源开发利用。通过初沉池的合理设置和运行(如采用短暂沉淀、污泥水解发酵)提高进水中的可快速生物降解碳源比例。将初沉污泥或剩余污泥进行厌氧水解酸化, 产生挥发性脂肪酸作为补充碳源, 实现厂内碳源循环利用。其二, 外碳源精准投加。当进水碳氮比低于 4 时, 需补充外碳源。碳源类型选择应兼顾成本与效能——乙酸钠反应速率快但价格高, 葡萄糖成本低但易引起污泥膨胀, 复合碳源是折中方案^[1]。投加策略应采用前馈-反馈复合控制, 根据进水负荷预测投加量, 根据出水硝酸盐浓度反馈修正。其三, 碳源分配优化。在厌氧区优先满足聚磷菌对挥发性脂肪酸的需求, 剩余碳源用于后置反硝化, 避免碳源在进水端被过量消耗。

2.2 工艺参数协同调控

污泥龄的协调管理是化解脱氮与除磷冲突的核心手段。在传统 A^2/O 工艺中, 可通过设置双污泥龄系统——硝化在长污泥龄的悬浮生长系统中进行, 除磷在短污泥

龄的生物膜或颗粒污泥系统中完成,两者物理分离。对于单一污泥系统,应控制污泥龄在 12-18 天区间,既维持硝化功能又避免除磷效率过度下降。溶解氧的分区精准控制同样关键。好氧区溶解氧维持在 2.0-3.0mg/L 可保证硝化效率,但应注意将好氧区末端的溶解氧控制在 1.0mg/L 以下以减少回流污泥携带的溶解氧对厌氧区的破坏。同时,采用间歇曝气或实时控制曝气策略,在满足硝化需求的前提下降低能耗并改善反硝化条件。回流比的优化调整包括:污泥回流比控制在 50%-100% 之间,过大回流会缩短实际水力停留时间;混合液回流比控制在 200%-400%,过高的回流比将增加能耗且导致缺氧区实际溶解氧升高。

2.3 工艺流程重组与单元强化

针对传统工艺的固有缺陷,流程重组策略包括:预反硝化设置——在厌氧区之前增设预反硝化区,利用进水碳源去除回流污泥中的硝酸盐,保护厌氧区的除磷环境;分段进水策略——将进水按比例分配至厌氧区和缺氧区,避免碳源在厌氧区被过量消耗导致反硝化碳源不足;后置缺氧/好氧单元——在主生物池之后增设后置缺氧区并投加碳源进行深度脱氮,再以后置好氧区吹脱残余碳源和氨氮。生物膜与活性污泥复合工艺通过在池内投加悬浮填料,为硝化菌提供附着生长载体,延长实际泥龄而不增加混合液悬浮固体浓度,从而实现脱氮与除磷的解耦。移动床生物膜反应器与活性污泥工艺的组合形式,可在常规污泥龄(10-15 天)条件下获得 80% 以上的总氮去除率^[2]。颗粒污泥技术利用好氧颗粒污泥的层状结构——外层好氧区进行硝化和好氧吸磷,内层缺氧区进行反硝化,颗粒内部实现同步脱氮除磷。颗粒污泥沉降性能优异(沉降速度可达 30-70m/h),可大幅提高生物持留量,是目前的研究热点,但在规模化应用中仍面临颗粒稳定性控制难题。

2.4 化学除磷的精准投加与协同

当生物除磷无法满足出水总磷要求时,需辅以化学除磷。优化策略包括:投加点位的选择——同步沉淀(在生物池末端投加)可借助生物絮凝提高沉淀效果,但化学污泥与剩余污泥混合增加污泥量;后置沉淀(在二沉池之后投加并设深度沉淀单元)可实现化学药剂的按需投加,避免对生物系统产生冲击。药剂种类选择应依据水质特征——铝盐适用 pH 范围较宽,铁盐对低温适应性更好,但铁盐出水色度需关注。投加量的控制以前馈方式为主,根据进水磷浓度和生物除磷效率计算理论投加量,再以出水磷浓度反馈修正。值得强调的是,化

学除磷应定位为“补充”而非“替代”,优先通过优化生物除磷将磷浓度降至 1.0mg/L 以下,再以化学除磷将出水总磷控制在 0.3mg/L 甚至 0.1mg/L 以下。过度依赖化学除磷会掩盖生物系统的问题,增加运行成本和化学污泥处理负担。

2.5 智能控制与在线监测

脱氮除磷过程的非线性、时变性和强耦合性使得传统 PID 控制难以达到最优。智能控制策略包括:模型预测控制——基于活性污泥数学模型建立过程预测模型,在约束条件下滚动优化控制变量(曝气量、回流量、碳源投加量);模糊逻辑控制——将运行经验规则化,根据进水负荷变化和出水偏差自动调整控制参数;神经网络控制——利用历史运行数据训练网络模型,实现对未来出水水质的预测和早期预警。在线监测仪表的配置是智能控制的基础。关键监测点包括:进水 COD、氨氮、总磷(用于负荷前馈);缺氧区硝酸盐浓度(用于碳源投加控制);好氧区溶解氧和氨氮浓度(用于曝气控制);出水总氮、总磷(用于反馈校正)。近红外光谱技术和离子选择性电极的发展为在线监测提供了成本更低的选择。

3 脱氮除磷优化与水体富营养化防控的响应机制

3.1 富营养化的氮磷阈值与水环境响应

水体富营养化的发生并非简单的氮磷浓度达标问题,而是营养盐负荷与水体自净能力之间失衡的结果。不同水体的富营养化阈值存在显著差异——浅水湖泊对磷更为敏感,总磷超过 0.03mg/L 即可诱发藻类响应;而河口及近海水域往往同时受氮磷双重限制^[3]。中国《地表水环境质量标准》将总氮、总磷作为湖库富营养化评价的核心指标,但现行污水处理厂排放标准与地表水标准之间存在“标准鸿沟”。例如,一级 A 出水总磷 0.5mg/L 仍劣于地表水 V 类标准(0.4mg/L),对于作为饮用水水源的湖库,接纳水体标准要求总磷低于 0.05mg/L。这意味着污水处理厂必须实施更为严格的深度处理。

3.2 污水处理厂尾水对不同水体的环境效应

污水处理厂尾水排放对接纳水体的影响取决于三个因素:营养盐浓度、排放规模与水力条件、水体环境容量。对于大型河流和开阔海域,尾水排放后的稀释扩散能力强,富营养化风险相对较低;但对于小型河流、城市内湖和景观水体,尾水占比可能超过 50%,即使出水达到一级 A 标准,仍可能导致水体处于中富营养状态。

因此,脱氮除磷的优化目标不能“一刀切”,而应根据受纳水体的环境敏感性和容量约束进行分级设定。环境敏感水域(饮用水源地、风景名胜湖库)应执行更为严格的排放限值(总氮 $<5\text{mg/L}$ 、总磷 $<0.1\text{mg/L}$);普通水域可执行常规标准。

3.3 深度处理单元在富营养化防控中的作用

当生物处理单元出水无法满足富营养化防控要求时,需增设深度处理单元。常用的深度脱氮技术包括反硝化滤池和反渗透。反硝化滤池以石英砂或陶粒为滤料,在过滤截留悬浮物的同时为反硝化菌提供附着载体,投加碳源后可将总氮从 15mg/L 降至 5mg/L 以下。该技术运行成本适中(约 $0.15\text{--}0.3$ 元/吨水),是目前应用最广泛的深度脱氮工艺。微滤/超滤与反渗透组合的膜分离技术可将总氮降至 2mg/L 以下、总磷低于 0.05mg/L ,出水可达到地表水Ⅲ类标准,但投资和运行成本较高(约 $0.8\text{--}1.5$ 元/吨水),适用于再生水回用或极度敏感水域。深度除磷技术则以混凝沉淀-过滤为核心,通过投加聚合氯化铝或聚硫酸铁配合高效沉淀池或滤布滤池,可将总磷降至 0.1mg/L 以下。磁混凝沉淀技术通过投加磁粉加速絮体沉降,表面负荷可达普通沉淀池的 $5\text{--}10$ 倍,占地省、效率高。

4 面向富营养化防控的集成优化策略

4.1 源分离与过程强化的协同

污水处理厂脱氮除磷不应局限于厂内单元优化,应将视野拓展至“源头-过程-末端”的全链条。源头控制层面,推行雨污分流、初期雨水收集、合流制溢流调蓄处理,减少雨季污染物冲击负荷;推广含磷洗涤剂的替代使用,从源头削减磷输入。过程强化层面,综合运用前文所述的碳源优化、工艺参数调控、流程重组和智能控制手段^[4]。末端兜底层面,根据水体敏感程度配置深度处理单元,形成多级屏障。

4.2 经济性与环境效益的平衡

脱氮除磷的深度每提高一个数量级,边际成本呈指数级上升。将总氮从 15mg/L 降至 10mg/L 相对容易,但从 5mg/L 降至 3mg/L 的成本大幅增加。因此,优化目标应基于环境容量进行成本-效益分析。对于环境容量充足的水体,不应盲目追求“地表水标准”,而应将资源投

向更优先的污染源治理。反之,对于已处于富营养化状态的水体,应实施更高标准的减排措施,并配以生态修复手段(湿地净化、藻类控制、底泥疏浚等)。

4.3 技术路线的适用性选择

不同规模、不同进水水质的污水处理厂应选择差异化的技术路线。对于大型污水厂(>10 万吨/日),优先优化生物工艺,通过碳源调配、精确曝气和智能控制实现低成本深度脱氮,必要时增设反硝化滤池。对于中小型污水厂,可考虑采用膜生物反应器替代传统二沉池,通过高生物持留量强化脱氮除磷效果,且占地省、出水可直接回用。对于工业园区污水厂,进水碳氮比极低且水质波动大,应强化化学除磷和补充碳源策略。

5 结语

污水处理厂脱氮除磷优化是防控水体富营养化的关键。本文提出五大优化路径:一是通过流程重组与工艺耦合解决生物脱氮除磷的污泥龄、碳源等矛盾,实现协同增效;二是以碳源优化为核心,优先开发内碳源并精准分配,突破同步去除瓶颈;三是应用前馈-反馈复合智能控制,提升运行稳定性与经济性;四是依据受纳水体环境容量分级设定目标,敏感水体配置深度处理单元,避免过度处理;五是厂内优化纳入流域管理框架,协同源头减排与生态修复。未来研究应聚焦主流厌氧氨氧化工程化、好氧颗粒污泥稳定性、机理-数据混合驱动智能模型,以及多目标约束下的技术-经济-环境综合优化决策方法,推动污水处理向精准、低碳、系统化方向发展。

参考文献

- [1] 施昱,陈虎,过沈祎,等.城镇污水处理厂脱氮除磷性能分析及运行优化调控研究[J].土木工程与绿色建筑,2026,2(3):138-143.
- [2] 田尚青,刘静,高峰,等.生活污水处理厂除磷脱氮工艺的瓶颈与优化策略[J].生态环境保护与修复,2026,39(3):120-122.
- [3] 梁慧宇,周子轩,何禹雄,等.城镇污水处理厂尾水SABF-FP耦合工艺深度脱氮除磷中试研究[J].环境工程学报,2026,20(2):330-339.
- [4] 赵凡.某污水处理厂改造方案及脱氮除磷工艺效果评价[J].地下水,2025,47(2):100-101+150.