

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.20.019

生物接触氧化法去除微污染水中氨氮的中试研究

罗 锋^{1,2}, 盛德洋¹, 张忠祥¹, 陶 涛²

(1. 东莞市水务集团有限公司, 广东 东莞 523000; 2. 华中科技大学 环境科学与工程学
院, 湖北 武汉 430074)

摘 要: 对辫带式悬挂填料生物接触氧化法处理微污染运河水进行中试研究,结果表明,在
原水自然挂膜条件下,采用闷曝和逐渐缩短停留时间的方式,挂膜启动过程在21 d内完成,氨氮去
除率达到94.5%;挂膜完成后的填料表面生物相丰富,外观蓬松分散,并未聚结成团;稳定期进水氨
氮日均值为6.40~7.74 mg/L,氨氮去除量为4.63~5.42 mg/L,平均为5.0 mg/L,硝化负荷为0.17~0.20
kgN/(m³·d);氨氮去除率随推流方向先升高后略有降低,前、中、后段平均硝化负荷分别为0.12、
0.26、0.21 kgN/(m³·d),最高达0.31 kgN/(m³·d);将水力负荷由15.3 m³/(m²·d)提升到25.2 m³/(m²·d),
氨氮去除率由90.3%下降至70.1%,46 h后恢复至95.9%;将氨氮浓度由5.47 mg/L提高到8.0 mg/L,
氨氮去除量由4.89 mg/L降至3.30 mg/L,39 h后恢复至4.88 mg/L。辫带式悬挂填料生物接触氧化法
挂膜启动简单快捷,氨氮去除效果稳定,对水力和氨氮负荷冲击适应能力良好,可为微污染水体修
复或微污染水源水预处理提供借鉴。

关键词: 悬挂填料; 生物接触氧化; 微污染水; 氨氮

中图分类号: TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2022)20-0109-07

Pilot-scale Study on the Removal of Ammonia Nitrogen from Micro-polluted Water by Bio-contact Oxidation Process

LUO Feng^{1,2}, SHENG De-yang¹, ZHANG Zhong-xiang¹, TAO Tao²

(1. Dongguan Water Group Co. Ltd., Dongguan 523000, China; 2. School of Environmental
Science & Technology, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China)

Abstract: A pilot study on the treatment of micro-polluted river water by bio-contact oxidation
process with braided suspended filler was carried out. The results showed that under the condition of
natural biofilm formation, the start-up process of pilot-scale plant was completed within 21 days by means
of closed aeration and gradually shortening the residence time with the ammonia nitrogen removal rate of
94.5%. The filler surface was rich in biophase and the appearance was fluffy and dispersed without
agglomerate. In the stable period, the daily average influent ammonia nitrogen was 6.40~7.74 mg/L, the
ammonia nitrogen removal amount was 4.63~5.42 mg/L with average of 5.0 mg/L, and the nitrification load
reached 0.17~0.20 kgN/(m³·d). The ammonia nitrogen removal efficiency of different sections first
increased and then decreased slightly with the flow. The average nitrification loads of the front, middle
and posterior sections were 0.12, 0.26, 0.21 kgN/(m³·d) respectively, up to 0.31 kgN/(m³·d). The ammonia
nitrogen removal rate decreased from 90.3% to 70.1%, while the hydraulic load increased from 15.3

$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ to $25.2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, and recovered to 95.9% after 46 h operation. The ammonia nitrogen removal amount decreased from 4.89 mg/L to 3.30 mg/L when the influent ammonia nitrogen concentration increased from 5.47 mg/L to 8.0 mg/L, and recovered to 4.88 mg/L after 39 h operation. The bio-contact oxidation method with braided suspended filler has the advantages of simple and fast start-up, stable ammonia nitrogen removal efficiency and good adaptability to the impact of hydraulic and ammonia nitrogen load, which can provide reference to the remediation of micro-polluted water body or the pretreatment of micro-polluted source water.

Key words: suspended filler; bio-contact oxidation; micro-polluted water; ammonia nitrogen

微污染水超标指标以有机物和氨氮为主,特别是氨氮更为常见,由于微污染水污染物浓度相对较低,难以富集活性污泥,适宜采用生物膜法处理^[1-3]。常见的生物膜处理工艺包括生物滤池和生物接触氧化等,其中,悬挂填料生物接触氧化法将填料固定在支架上放入水中,适当曝气即可,与生物滤池相比,无需设置反冲洗设施,与悬浮填料生物接触氧化相比,无需确保填料流化,相对更加经济有效、简便易行。国内自20世纪末开始对悬挂填料生物接触氧化工艺进行了大量工程应用与研究,工艺形式已较为成熟。1996年建成的嘉兴石臼漾水厂二期工程是国内首个用于微污染水源水预处理的生物接触氧化工程^[4];1998年底建成投产的东深原水预处理工程,处理规模为 $400 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,是目前世界上最大的生物预处理工程^[5]。早期生物接触氧化法的工程实践多采用立体弹性填料或一些软性填料和组合填料,随着材料科技的进步,各种类型的合成纤维纺织填料如辫带式填料、生物绳填料等涌现出来,这些纺织填料经适当改性后生物亲和性好、比表面积大,可负载更多的微生物,已应用于生活污水、印染废水、制药废水处理等。此外,早期工程应用多集中在微污染水源水生物预处理领域,污染物浓度相对较低^[4-6],近些年应用新型填料处理污染物浓度相对较高的微污染水的报道尚不多见。对辫带式悬挂填料生物接触氧化法去除微污染运河水中的氨氮进行中试,考察了启动过程和稳定运行效果,并对工艺的抗冲击能力进行详细分析,可为拓宽悬挂填料生物接触氧化法的适用范围提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验装置

中试装置悬挂填料装填区外形尺寸为 $1.3 \text{ m} \times$

$1.1 \text{ m} \times 0.8 \text{ m}$,有效水深为 0.7 m ,有效容积为 1 m^3 ,设计停留时间为 40 min ,处理水量为 $36 \text{ m}^3/\text{d}$,试验装置见图1。为保证流态均匀,试验装置平均分为6格串联。中试采用的悬挂填料为带骨架辫带式,螺旋安装,填料直径为 10 cm ,比表面积为 $125 \text{ m}^2/\text{m}^3$,总装填长度为 60 m 。

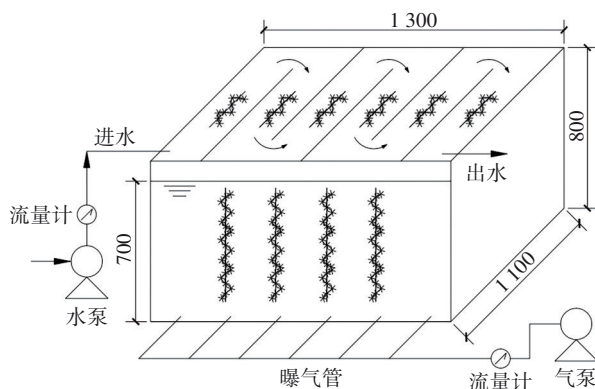


图1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of pilot-scale test device

1.2 试验用水

试验期间进水主要水质指标如表1所示。

表1 中试进水水质

Tab.1 Influent quality during pilot-scale test

项 目	氨氮/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	BOD ₅ / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SS/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH
波动范围	3.23~ 5.80	14~27	5.4~11.8	0.20~ 0.44	6~38	6.78~ 7.35
平均值	4.38	20	8.7	0.31	16	7.14
地表水V 类标准	2	40	10	0.4		6~9

试验处理对象为华南地区某微污染运河水经过混凝沉淀处理的后端出水,中试进水氨氮为 $3.23 \sim 5.80 \text{ mg/L}$,平均为 4.38 mg/L ,COD平均为 20

mg/L, BOD₅ 平均为 8.7 mg/L, TP 平均为 0.31 mg/L, SS 平均为 16 mg/L, pH 平均为 7.14, 除氨氮外, 其余指标平均值均稳定达到地表水 V 类及以上标准。

1.3 试验方法

挂膜启动阶段不外加药剂或菌剂, 采用原水自然挂膜方式, 富集水中可在低营养条件下生长的土著微生物。挂膜初期适当降低进水负荷, 控制溶解氧浓度, 逐渐延长水力停留时间, 辅以闷曝强化, 至氨氮去除率连续 2 d 达到 85% 以上视为挂膜基本稳定。中试期间监测氨氮、溶解氧、水温 and 停留时间, 并对挂膜前后的填料表面形态和显微成像进行观测。

挂膜完成后进入稳定运行阶段, 为考察生物接触氧化法对高浓度氨氮的处理效果, 通过人工投加氨氮的方式提高进水氨氮浓度, 使总进水氨氮保持在 7~8 mg/L, 其间详细记录高氨氮浓度冲击对去除效果的影响, 并对装置第 1、3、5 格出水氨氮浓度进行检测, 考察中试装置前、中、后段的氨氮去除率, 同步检测进出水 COD、总氮、亚硝酸盐、SS 等指标。

2 结果与讨论

2.1 挂膜启动

2.1.1 填料挂膜启动过程

填料挂膜启动过程的氨氮变化如图 2 所示。

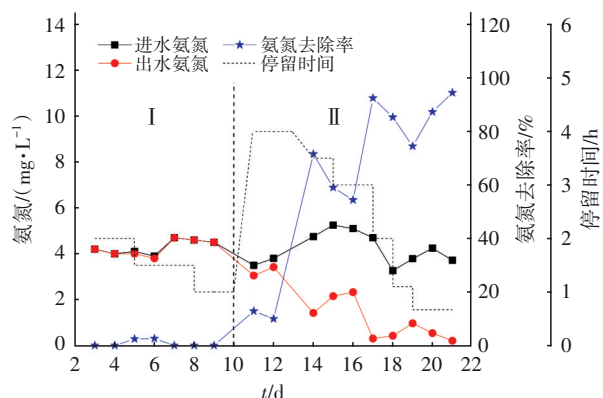


图2 填料挂膜启动过程的氨氮变化

Fig.2 Variation of ammonia nitrogen during the start-up process

该过程共分为两个阶段: 第一阶段为第 1~9 天, 连续进水逐渐缩短水力停留时间, 由最初的 2 h 逐渐降至第 8 天的 1 h, 其间水温为 18.4~21.6 °C, 平均为 19.9 °C, 溶解氧维持在 9 mg/L 左右, 进水氨氮日均值为 3.9~4.7 mg/L, 对氨氮几乎没有去除效果(< 5%)。第二阶段从第 10 天开始, 采取连续进水与闷

曝交替进行的方式。第 10 天闷曝 19 h 后进水氨氮浓度由 4.50 mg/L 降至 3.21 mg/L, 25 h 后出水氨氮降至 1.09 mg/L, 结果表明, 第一阶段填料表面已富集少量硝化细菌, 但生物量较低, 在连续运行条件下不能表现出明显的氨氮去除效果。闷曝后按照停留时间 4 h 运行, 第 11、12 天氨氮去除率均达到 10% 以上。为进一步加快挂膜速度, 第 13 天对填料进行二次闷曝, 闷曝 2 h 后氨氮由 3.82 mg/L 降至 2.09 mg/L, 4 h 后降至 1.29 mg/L, 去除效果较第 10 天明显提升。第 14 天氨氮去除率达到 71.6%, 此后逐步降低停留时间, 至第 19 天达到设计停留时间 (40 min), 第 20 天去除率达到 87.3%, 第 21 天去除率为 94.5%, 连续 2 d 稳定在 85% 以上, 判定填料在设计运行条件下挂膜基本稳定, 挂膜速度和去除效果优于传统 YDT 填料、悬浮填料或生物滤池等^[5,7-8]。

原水自然挂膜方式有利于富集培养微污染水中适应低营养环境的土著微生物, 这种贫营养菌体内积累大量黏液层和荚膜等物质, 黏附力强、挂膜快且易于吸附污染物快速降解。填料挂膜过程中, 受温度、曝气强度、水力负荷、氨氮浓度等因素影响^[5,9-10], 第二阶段停留时间较第一阶段延长, 并采用闷曝方式强化挂膜, 促进微生物分泌 EPS, 有助于微生物适应新的环境并黏附于填料上^[11]; 其次将溶解氧浓度由 9 mg/L 降至 5~7 mg/L, 在维持硝化反应的同时防止硝化细菌自身被过度氧化, 也避免了气泡对填料的过度扰动, 影响微生物附着; 此外, 第二阶段的水温维持在 20.6~26.4 °C, 平均为 23.3 °C, 较第一阶段高 3.4 °C, 处于更适合硝化细菌生长的温度区间。

2.1.2 填料挂膜表面形态

挂膜前、后填料表面形态和生物相如图 3 所示。图 3(a) 为挂膜前填料形态, 纤维纺织成型, 螺旋安装, 有骨架支撑, 防止塌陷。针对本研究主要目的为有氧硝化降解氨氮, 挑选的填料疏密适度, 既能保障有较大的比表面积供微生物附着, 又避免了填料过密结泥, 内部形成厌氧环境。在显微镜下观察新填料纤维, 每根纤维呈蓬松状, 分成细密的丝线, 形成有效的微生物附着点位, 比理论计算的比表面积更大。挂膜后填料外观呈深黄褐色, 目测生物膜厚度 < 1 mm, 纤维分散清晰可见, 在水中随曝气漂动, 并未聚结成团。进一步在显微镜下观察填料表

面生物相,发现纤维丝上附着大量深色菌胶团,边缘自然扩展,并有钟虫、轮虫等后生动物出现,表明系统生物量较为丰富,且水质处理效果良好。

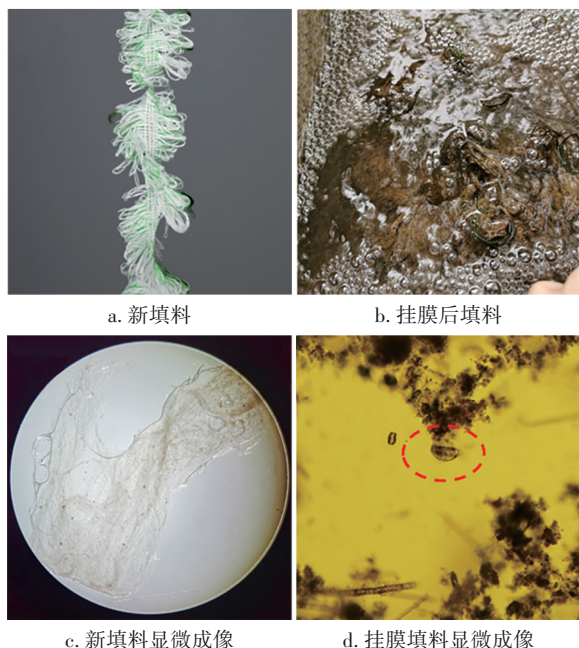


图3 挂膜前、后填料表面形态与生物相

Fig.3 Surface morphology and biofacies of fillers before and after biofilm colonization

2.2 稳定运行期对高浓度氨氮的去除效果

稳定运行期悬挂填料生物接触氧化法对高浓度氨氮的去除效果如图4所示。由图4可知,第22天进水氨氮为3.84 mg/L,氨氮去除量为3.66 mg/L,硝化负荷为0.13 kgN/(m³·d),氨氮去除率高达95.4%。为进一步验证悬挂填料生物接触氧化法对微污染水中高浓度氨氮的去除效果,自第23天起通过人工投加氨氮使进水氨氮日均值为6.40~7.74 mg/L。除第25天进水氨氮浓度较前一天突增超过2 mg/L,氨氮去除效果受到一定抑制(去除量为3.61 mg/L)以外,氨氮去除量随进水浓度升高而上升,介于4.63~5.42 mg/L,平均为5.0 mg/L,硝化负荷达到0.17~0.20 kgN/(m³·d),平均为0.18 kgN/(m³·d),尤其是后3天,进水氨氮为6.80~7.48 mg/L,氨氮去除量稳定大于5.0 mg/L。嘉兴地区采用传统YDT立体弹性填料对微污染水源水进行预处理,氨氮去除量最大为3.5 mg/L^[1];东深供水硝化工程在进水氨氮为3~4 mg/L时,氨氮去除率为70%~80%,氨氮去除量不超过3.2 mg/L^[6]。表明中试填料可以负载足够的生物量,在超过7 mg/L的高浓度氨氮条

件下,仍有可观的削减作用。

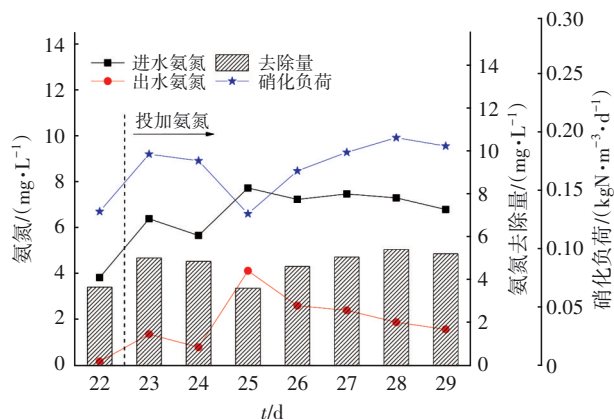


图4 稳定运行期对高浓度氨氮的去除效果

Fig.4 Removal effect of high concentration ammonia nitrogen during stable operation period

稳定期亚硝酸盐含量处于极低水平,且出水亚硝酸盐比进水亚硝酸盐略低,表明硝化过程并未产生亚硝酸盐积累;多数情况下总氮去除率<10%,没有产生明显的厌氧作用;进水BOD₅<10 mg/L, COD去除率约10%,有机物含量低的特点避免了异养菌大量繁殖与硝化细菌竞争附着点位和电子受体;出水SS略有降低(<5 mg/L),表明贫营养和高溶解氧条件下,硝化菌合成代谢受抑制,生物膜生长更替速度慢,没有大量脱落而增加出水SS,悬挂填料对进水SS的拦截作用也不明显,但试验周期结束后排空,发现装置底部有少量泥沙淤积,在实际应用中应注意排泥设计和定期检修排泥。

2.3 沿程氨氮降解效果

对中试装置沿程第1、3、5格出水进行取样分析,分别代表前、中、后段氨氮去除效果,结果如图5所示。整体而言,随水流推移、停留时间增加,剩余氨氮浓度逐渐降低,其中前段去除效果较为平缓,中后段氨氮降解明显加速,经过后段填料氨氮去除效果基本稳定,末端第6格对整体氨氮去除效果贡献不大,可能是由于末端填料一直处于低氨氮的贫营养状态,挂膜生物量较低且停留时间较短。分析沿程硝化负荷,前段硝化负荷较低,除第23天为0.22 kgN/(m³·d)之外,硝化负荷介于0.08~0.15 kgN/(m³·d),平均为0.12 kgN/(m³·d);中段硝化负荷最高,达到0.21~0.31 kgN/(m³·d),平均为0.26 kgN/(m³·d);后段硝化负荷略有下降,但仍然高于前段,介于0.16~0.24 kgN/(m³·d),平均为0.21 kgN/(m³·d),与同样条件下人工强化两段式MBBR工艺

所取得的每段 0.32、0.21 kgN/(m³·d) 的硝化负荷相当^[2]。由于前端进水负荷高,进水水质成分相对复杂,硝化细菌需要一定的适应时间,且前端有机物浓度相对较高,有利于异养菌繁殖,从而抑制自养型硝化菌的生长,与先前报道异养菌通常占据反应器进口区的结论一致^[12]。经过前段的驯化和选择,最适菌种在中、后段富集,且进水中影响硝化活性的物质被一定程度净化,使中后段具有更适合的降解环境和更高的硝化菌丰度,从而达到良好的去除效果。沿程氨氮降解效果提示,在实际应用中,要注意优化中后段运行条件,确保中后段发挥最大降解效果,有助于提高系统整体的氨氮去除效果。

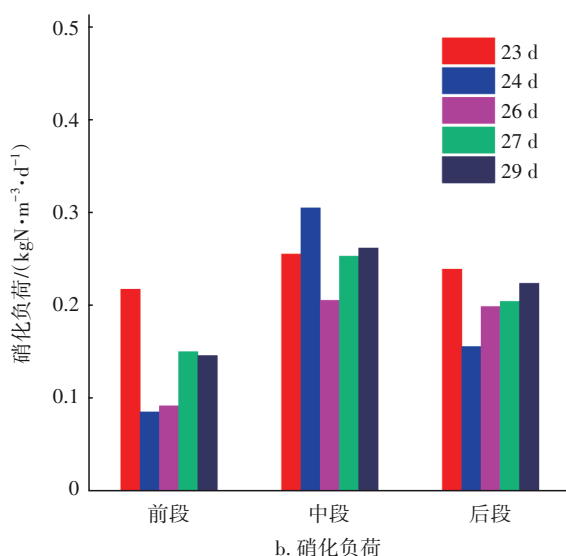
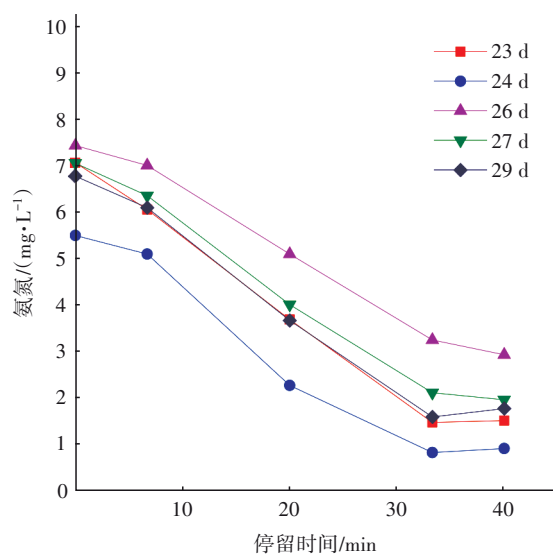


图5 沿程氨氮去除效果和硝化负荷

Fig.5 Removal effect of ammonia nitrogen and nitrification load along the flow process

2.4 冲击负荷对去除效果的影响

水力负荷和氨氮负荷在短时间内大幅增加会对生化系统造成冲击,影响处理效果。

水力冲击负荷对氨氮去除效果的影响如图6所示。

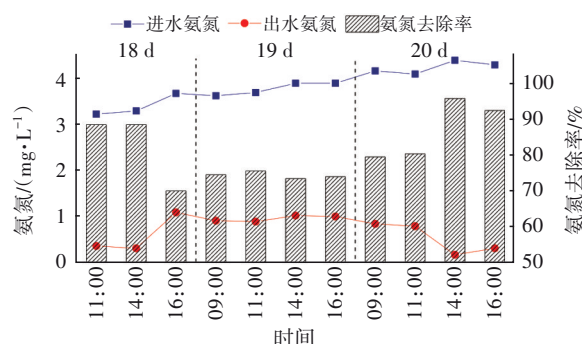


图6 水力冲击负荷对氨氮去除效果的影响

Fig.6 Impact of hydraulic shock load on ammonia nitrogen removal

由于进水浓度相对稳定,因此采用氨氮去除率衡量去除效果。第18天中试装置在停留时间为1.1 h的条件下运行,水力负荷为15.3 m³/(m²·d),上午和下午的氨氮去除率分别达到88.6%和90.3%,表明在此条件下运行效果基本达到稳定,从16:00起将停留时间调整为设计值(40 min),即水力负荷为25.2 m³/(m²·d),考察水力冲击负荷对系统的影响。进水氨氮浓度为3.68 mg/L,出水氨氮浓度升高至1.10 mg/L,在氨氮浓度没有明显升高的情况下,去除率降至70.1%,下降20.2个百分点,表明水力冲击负荷显著降低了对氨氮的去除效果。此后,氨氮去除效果波动回升,至第20天09:00,进水氨氮浓度为4.17 mg/L,出水氨氮浓度为0.85 mg/L,去除率为79.6%,去除效果基本恢复,达到水力冲击前的88.2%;14:00,尽管进水氨氮浓度继续上升至4.40 mg/L,但出水氨氮浓度进一步降至0.18 mg/L,去除率达到95.9%,氨氮去除效果完全恢复甚至超过水力负荷冲击前水平,表明硝化系统已完全适应了新的水力条件,总适应时间约46 h。李露等^[13]研究了BAF形式的生物接触氧化法分别在2倍和3倍水力负荷冲击条件下运行24 h和48 h的氨氮处理效果,其间出水氨氮明显上升,冲击负荷解除后硝化效果迅速恢复,并高于受冲击前水平,但未考察硝化系统稳定应对冲击负荷的适应周期。

通过人工投加药剂方式,考察高氨氮冲击负荷

对系统去除效果的影响,结果如图7所示。

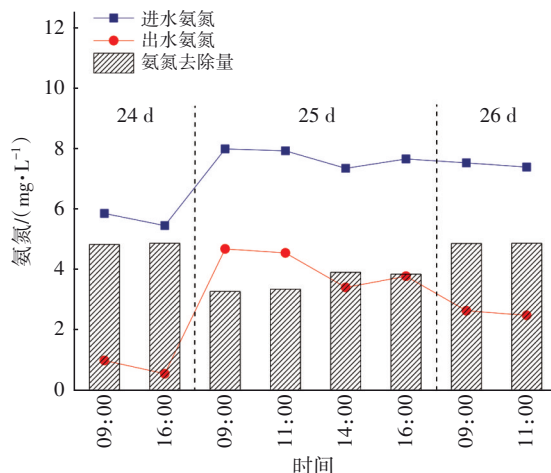


图7 高浓度冲击负荷对氨氮去除效果的影响

Fig.7 Impact of high ammonia nitrogen shock load on its removal

由于进水氨氮浓度发生明显变化,采用氨氮去除量来衡量去除效果。第24天16:00进水氨氮浓度为5.47 mg/L,出水氨氮为0.58 mg/L,氨氮去除量为4.89 mg/L,随后向系统投加氨氮。第25天09:00进水氨氮浓度达到8.0 mg/L,上升2.53 mg/L,此时去除量降至3.30 mg/L,下降1.59 mg/L。此后进水浓度小幅振荡,氨氮去除量逐渐回升,至第26天09:00,进水氨氮浓度为7.54 mg/L,氨氮去除量达到4.88 mg/L,已完全恢复至氨氮浓度升高前的去除水平,在此期间停留时间保持40 min,溶解氧维持在7 mg/L左右,结果表明氨氮冲击负荷短期抑制了硝化系统的降解效果。经过约39 h后,硝化系统已完全适应高氨氮负荷。季民等^[14]详细研究了高氨氮冲击负荷对SBR反应器硝化效果的影响,当游离氨小于临界浓度时硝化细菌可逐步适应冲击,冲击负荷解除后去除效果有一定提升;当游离氨大于临界浓度时,对氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化细菌的丰度和活性同步产生抑制,降低了系统硝化效果。

需要指出的是,硝化细菌生物膜会随着时间延长不断成熟,且生物量的增长滞后于硝化负荷^[2]。本试验仅在表观去除效果良好且稳定的情况下认定为挂膜基本稳定,在此基础上验证得出生物膜系统适应能力良好,面对高水力负荷和高氨氮负荷冲击均在2 d内恢复甚至超过原处理水平,后期随着生物膜的进一步稳定,对外部环境冲击的适应能力也会更强。

3 结论与展望

① 采用辫带式悬挂填料生物接触氧化法去除微污染运河水中的氨氮,原水自然挂膜,在水温为18.4~26.4℃条件下,启动过程在21 d内完成,挂膜后的填料分散不结团,表面附着生物量较大且生物相丰富,氨氮去除率达到94.5%,延长水力停留时间和闷曝有助于加速挂膜,但应控制溶解氧含量不宜过高。

② 悬挂填料生物接触氧化法稳定期可承受日均6.40~7.74 mg/L的高浓度氨氮,氨氮去除量为4.63~5.42 mg/L,平均为5.0 mg/L且后期去除量稳定在5.0 mg/L以上,全程硝化负荷为0.17~0.20 kgN/(m³·d),氨氮去除速率沿推流方向先增加后略降低,中后段去除率高于前端和末端,其中,中段硝化负荷最高,平均为0.26 kgN/(m³·d),最高达到0.31 kgN/(m³·d)。

③ 悬挂填料生物接触氧化法可有效应对水力负荷和氨氮负荷冲击,当水力负荷由15.3 m³/(m²·d)上升到25.2 m³/(m²·d)时,氨氮去除率下降20.2个百分点,经过46 h适应期后氨氮去除率恢复,达到95.9%;当氨氮浓度由5.47 mg/L上升至8.0 mg/L时,氨氮去除量下降1.59 mg/L,经过39 h适应期后氨氮去除量恢复,达到4.88 mg/L。

④ 采用辫带式悬挂填料生物接触氧化法处理微污染河水,可在自然条件下快速挂膜,对高浓度氨氮去除效果良好,能有效应对水力负荷和氨氮负荷冲击,可为氨氮超标微污染水体修复或微污染水源水预处理提供借鉴。

参考文献:

- [1] 许嘉炯. 杭嘉湖地区生物预处理工艺的应用研究[J]. 给水排水, 2010, 36(12): 9-13.
XU Jiajiong. Application study on the bio-pretreatment of process Hangjia Lake area [J]. Water & Wastewater Engineering, 2010, 36(12): 9-13(in Chinese).
- [2] 韩文杰,周家中,刘妍,等. 纯膜MBBR工艺处理微污染水的工程启动研究[J]. 中国给水排水, 2022, 38(7): 19-27.
HAN Wenjie, ZHOU Jiazhong, LIU Yan, et al. Research on start-up of pure MBBR process for micro-polluted water treatment [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(7): 19-27(in Chinese).
- [3] 王占生,刘文君,张锡辉. 微污染水源饮用水处理

- [M]. 北京:中国建筑工业出版社,2016.
- WANG Zhansheng, LIU Wenjun, ZHANG Xihui. Treatment of Drinking Water from Micro-polluted Water Sources [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2016(in Chinese).
- [4] 徐飏,孙海平,张刚,等. 嘉兴饮用水处理技术的发展与回顾[J]. 中国给水排水, 2021, 37(2): 7-11.
- XU Biao, SUN Haiping, ZHANG Gang, *et al.* Development and review of drinking water treatment technology in Jiaxing [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(2): 7-11(in Chinese).
- [5] 罗建中,孙国胜. 东深供水工程生化预处理挂膜过程分析[J]. 环境技术, 2002(4): 41-44.
- LUO Jianzhong, SUN Guosheng. Process analysis of bio-film hanging to carrier during the biochemical pretreatment of Dongjiang-Shenzhen Water Project [J]. Environmental Technology, 2002 (4) : 41-44 (in Chinese).
- [6] 张华. 上海惠南水厂生物预处理工艺的运行效果 [J]. 中国给水排水, 2000,26(8): 12-14.
- ZHANG Hua. Performance of biological pretreatment process in Huinan Water Works, Shanghai [J]. China Water & Wastewater, 2000, 26 (8) : 12-14 (in Chinese).
- [7] 葛俊,黄天寅,王涌涛,等. 处理微污染水的生物膜反应器启动及群落结构分析[J]. 中国给水排水, 2015, 31(3): 36-40.
- GE Jun, HUANG Tianyin, WANG Yongtao, *et al.* Start-up of biofilm reactor in treating micro-polluted water and analysis of microbial community structure [J]. China Water & Wastewater, 2015, 31 (3) : 36-40 (in Chinese).
- [8] 唐文锋,胡友彪,孙丰英. 改性悬浮填料生物接触氧化预处理微污染水源水[J]. 水处理技术, 2016, 42 (5): 109-112, 116.
- TANG Wenfeng, HU Youbiao, SUN Fengying. Experimental study on biological contact oxidation filled with modified suspending biochemical filler used for pretreatment of micro-polluted water source [J]. Technology of Water Treatment, 2016, 42(5): 109-112, 116(in Chinese).
- [9] ESCUDIE R, CRESSON R, DELGENES J P, *et al.* Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: an overview of 15 years of research [J]. Water Research, 2011, 45(1): 1-10.
- [10] 丛喜彬,高继刚,张伟,等. 生物接触氧化对景观水体中氨氮的去除研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34 (S1): 27-30.
- CONG Xibin, GAO Jigang, ZHANG Wei, *et al.* Research on ammonia removal of landscape water by biological contact oxidation [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(S1): 27-30(in Chinese).
- [11] LAZAROVA V, MANEM J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment [J]. Water Research, 1995, 29(10): 2227-2245.
- [12] 王海东,王淑莹,彭永臻. 进水负荷对硝化菌与异养菌竞争关系的影响[J]. 中国给水排水, 2006, 22 (23): 26-29.
- WANG Haidong, WANG Shuying, PENG Yongzhen. Influence of applied loading on competition between nitrifiers and heterotrophs [J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(23): 26-29(in Chinese).
- [13] 李露,张怀宇,镇祥华,等. 陶粒BAF在某小城镇污水处理中抗冲击负荷研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33 (17): 93-97.
- LI Lu, ZHANG Huaiyu, ZHEN Xianghua, *et al.* Resistance to shock load of ceramsite BAF in sewage treatment in a small town [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(17): 93-97(in Chinese).
- [14] 季民,刘灵婕,翟洪艳,等. 高浓度游离氨冲击负荷对生物硝化的影响机制[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 260-268.
- JI Min, LIU Lingjie, ZHAI Hongyan, *et al.* Mechanism for effects of high free ammonia loadings on biological nitrification [J]. Environmental Science, 2017, 38(1): 260-268(in Chinese).

作者简介:罗锋(1985-),男,湖南岳阳人,硕士研究生,高级工程师,主要研究方向为水处理技术研究与管理。

E-mail:hust0402@163.com

收稿日期:2022-01-06

修回日期:2022-07-05

(编辑:衣春敏)