

# 基于多级生化+催化电解工艺的 煤炭地下气化废水处理技术研究

杜明俊<sup>1\*</sup>, 张朝阳<sup>1</sup>, 王璇<sup>1</sup>, 周一卉<sup>2</sup>, 周集体<sup>2</sup>, 马克迪<sup>1</sup>

(1. 中国石油工程建设有限公司华北分公司, 河北任丘 062552; 2. 大连理工大学, 辽宁大连 116000)

**摘要:**研究了煤炭地下气化废水(UCGW)的多级A/O生化VTBR+催化电解组合处理工艺,分析了催化电解过程中槽电压、pH、液体催化剂、曝气量和反应时间对化学需氧量(COD)去除的影响,给出了最佳催化电解条件下VTBR+催化电解组合工艺的最优运行参数,为高效处理UCGW开发了新的工艺技术。

**关键词:**UCG; VTBR; 催化电解; 生物处理

中图分类号:X784

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2022)05-0233-06

DOI:10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2022.05.045

## Research on multi-stage biochemical + catalytic electrolysis process technology for treatment of wastewater from underground coal gasification

DU Ming-jun<sup>1\*</sup>, ZHANG Chao-yang<sup>1</sup>, WANG Xuan<sup>1</sup>, ZHOU Yi-hui<sup>2</sup>, ZHOU Ji-ti<sup>2</sup>, MA Ke-di<sup>1</sup>

(1. North China Company, China Petroleum Engineering and Construction Corp., Renqiu 062552, China;

2. Dalian University of Technology, Dalian 116000, China)

**Abstract:** A multi-stage A/O biochemical VTBR + catalytic electrolysis process for the treatment of underground coal gasification wastewater (UCGW) is studied, and the effects of tank voltage, pH value, liquid catalyst, aeration rate and reaction time on the removal of chemical oxygen demand (COD) in the process of catalytic electrolysis are analyzed. The optimal operating parameters for the VTBR + catalytic electrolysis process under the optimal catalytic electrolysis conditions are obtained, which is a new process technology developed for the efficient treatment of UCGW.

**Key words:** underground coal gasification; VTBR; catalytic electrolysis; biological treatment

煤炭地下气化(UCG)技术是集建井、采煤、气化3大工艺为一体的煤炭清洁利用与转换新技术。尤其对于中深层( $\geq 1000$  m)煤炭储层来说,地上采煤技术已无法满足开采要求。向煤层中注入气化剂,并维持地下煤层的可控燃烧<sup>[1]</sup>,实现将难于开采的地下煤炭原位转化为气态产物(如 $H_2$ 、 $CH_4$ 、CO和 $CO_2$ 等),对于我国能源行业的快速发展和转型升级具有重大的战略意义和经济意义。

煤炭地下气化所产生的粗煤气在地面处理过程中会产生大量冷凝废水,由于地下气化面积较大,杂矿种类多,具有很大的不确定性,产生的废水水质复杂,含酚、多环芳烃、苯环衍生物、焦油类<sup>[2]</sup>等难降解有机物,具有一定的毒性,COD、氨氮含量极高<sup>[3]</sup>,BOD/COD比值通常会低于0.3,可生化性差。根据煤炭地下气化废水(UCGW)的水质特点,经预处理后的废水仅实现油、悬浮固体的去除,仍有部分总酚和氨氮未能回收,COD去除率极少,进入多级A/O

生化工艺会影响菌群的硝化-反硝化脱氮效果<sup>[4]</sup>,所以需要在生化处理阶段初期对废水进行预处理以提高废水的生物降解性,Zca等<sup>[5]</sup>开发了2种类型的水解酸化过程,即微需氧混合反应器(HA-1)和上流厌氧污泥床反应器(HA-2),用于厌氧处理前的预处理,结果表明,与HA-1工艺相比,HA-2对化学需氧量和总酚的去除效率分别提高了12.3%和13.4%,此外通过区域积分分析的荧光激发-发射矩阵结果表明,HA-2显著降低了CGW中典型的环状化合物的含量,例如酚、杂环和多环芳族化合物。1992年周集体等发明了垂直折流生化反应器(VTBR)并应用于棉浆黑液废水<sup>[6]</sup>、石油炼制废水<sup>[7]</sup>、焦化废水<sup>[8]</sup>等多种废水处理。魏琳等<sup>[9]</sup>自行设计的活性炭三维粒子电极电化学反应器催化降解焦化废水,总有机碳和COD的去除率达70%和60%。

本文中首次采用生化处理法“多级A/O生化

收稿日期:2021-06-21;修回日期:2022-03-14

基金项目:中国石油天然气集团公司重大科技专项(2019E-25JT)

作者简介:杜明俊(1983-),男,博士,工程师,研究方向为石油天然气、石油化工、煤化工污水处理技术,通讯联系人,dmj260750009@163.com。

VTBR+催化电解组合工艺”对 UCGW 中存在的 COD、BOD 以及氨氮的去进行研究。首先使用厌氧水解酸化法改善废水的可生化性,其次考查了催化电解过程中槽电压、pH、曝气量、液体催化剂量(含有  $\text{Fe}^{2+}$ )、粒子电极量和反应时间等工艺条件变化对 COD 去除率的影响,确定最优的催化电解条件,在此基础上对“VTBR+催化电解组合工艺”的水力停留时间(HRT)和曝气量 2 个运行参数进行优化,得到组合工艺处理 UCGW 的最佳工艺条件,为 UCGW 处理新工艺的开发和推广提供技术支持。

## 1 实验研究

### 1.1 污水水质

以某项目除油、脱酚及蒸氨预处理后的出水为研究对象,具体水质情况见表 1。

表 1 实验废水水质

序号	项目	浓度/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
1	COD	13533
2	BOD <sub>5</sub>	4200
3	氨氮	180
4	总酚	150
5	油含量	2.4
6	总磷	8
7	氰化物	70
8	细菌总数	20000

### 1.2 测试指标

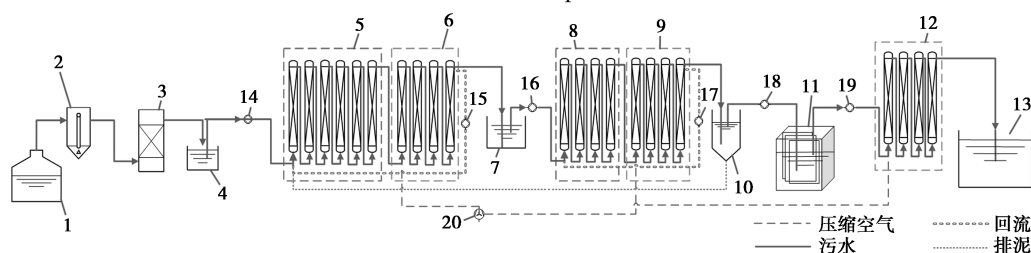
出水水质的测试方法及仪器见表 2。

表 2 测定项目、方法及仪器

分析项目	测定方法	仪器
COD	重铬酸钾法	微波密封消解 COD 测定仪
$\text{NH}_3\text{-N}$	纳氏试剂分光光度法	SP-756 紫外-可见分光光度计
$\text{NO}_2\text{-N}$	<i>N</i> -(1-萘基)-乙二胺分光光度法	SP-756 紫外-可见分光光度计
$\text{NO}_3\text{-N}$	紫外分光光度法	SP-756 紫外-可见分光光度计
TN	硫酸钾氧化-紫外分光光度法	SP-756 紫外-可见分光光度计
TP	氯化亚锡分光光度法	SP-756 紫外-可见分光光度计
pH	玻璃电极法	pHS-25 酸度计
DO	溶解氧仪	溶解氧快速测定仪

### 1.3 试验装置与方法

图 1 是“多级 A/O 生化 VTBR+催化电解组合工艺”的流程,整个工艺流程如下:经预处理后的污水首先进入混凝沉淀池(2),去除污水中的悬浮颗粒物。随后高浓度有机废水进入水解酸化池(3),提高废水的可生化性。水解酸化池出水沉淀(4)后进入一级 VTBR 进行反硝化-硝化处理,该反应器是生物脱碳、脱氮的主要工艺单元。为使各反应器可以独立调整水力停留时间,每一反应器都设出水水池(7、10)及独立的进出水系统。一级和二级 VTBR 均设有硝化液回流,设置回流比为 2:1。整个试验采取连续运行方式,利用曝气泵(20)分别对三级 VTBR 的好氧段进行曝气。本实验采用超级恒温水浴槽进行控温,控制好氧段温度为 25℃,厌氧段温度为 35℃。实验过程中投加一定量碱液保持废水 pH 在 8~9。



1—生物处理进水池;2—混凝沉淀池;3—水解酸化池;4—出水池 1;5—一级 VTBR 厌氧池;  
6—一级 VTBR 好氧池;7—出水池 2;8—二级 VTBR 厌氧池;9—二级 VTBR 好氧池;10—二次沉淀池;  
11—电解池;12—三级 VTBR 好氧池;13—出水池 3;14—19—污水提升泵;20—曝气泵

图 1 多级 A/O 生化 VTBR+催化电解组合工艺流程

#### 1.3.1 多级 A/O 生化 VTBR 反应器的运行

VTBR 生化反应器(5、6、8、9 和 12)是本研究流程的主要设备,内装弹性填料,底部设置布水和曝气系统,其中一级 VTBR(5、6)包括 6 个厌氧柱和 4 个

好氧柱( $A_1/A_2/A_3/A_4/A_5/A_6/O_1/O_2/O_3/O_4$ ),二级 VTBR(8、9)包括 4 个厌氧柱和 4 个好氧柱( $A_1/A_2/A_3/A_4/O_1/O_2/O_3/O_4$ ),三级 VTBR(12)包括 4 个柱子( $O_1/O_2/O_3/O_4$ ),柱子之间连接方式为串联。

### 1.3.2 反应器的启动

采用活性污泥接种,厌氧柱( $A_n$ )和好氧柱( $O_n$ )的微生物培养及驯化同步进行,间歇进水,利用“闷曝法”对微生物进行驯化,有一定处理效果后开始连续进水,并逐渐增大进水量。

### 1.3.3 催化电解装置的运行

催化电解装置的电解槽呈长方体,采用石墨板作为阴极和阳极,2个电极间填充颗粒为占体积15%的柱状活性炭作为粒子电极。

## 2 结果与讨论

### 2.1 催化电解反应条件探索

#### 2.1.1 槽电压对 COD 去除率的影响

当 pH 为 4,液体催化剂用量为 1 000 mg/L,气量为 0.2 m<sup>3</sup>/h,反应时间为 30 min 时,槽电压与 COD 去除率的关系见图 2。

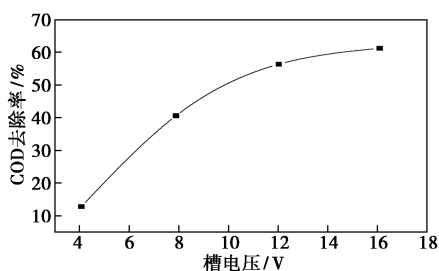


图2 槽电压对 COD 去除率的影响

由图可知,随着槽电压的增长,COD 去除率逐渐增大后趋于平缓,这是因为槽电压过高会增大阳极析氧反应与阴极析氢反应的速度,对氧化降解反应速度没有明显影响,并且废水水温会随着电压升高而升高,影响 O<sub>2</sub> 的供给,高温也可能导致粒子电极中吸附的有机污染物溶出。

#### 2.1.2 pH 对 COD 去除率的影响

在槽电压 16 V,液体催化剂用量 1 000 mg/L,气量为 0.2 m<sup>3</sup>/h,反应时间为 30 min 条件下,pH 与 COD 去除率的关系见图 3。

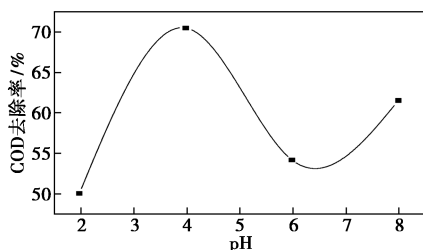


图3 pH 对 COD 去除率的影响

随着 pH 的增大,COD 去除率呈现出增大-降

低-增大的走向,在 pH=4 时,COD 去除率最高。根据复合催化电解技术直接氧化机理<sup>[10]</sup>可知,粒子电极表面发生直接电催化氧化作用降解有机污染物;而间接氧化机理在电场作用下,具有较高氧化还原电位的粒子电极表面能够催化产生强氧化性羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )和 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>,能够进一步将有机污染物氧化分解<sup>[11]</sup>。在碱性体系中液体催化剂中的 Fe<sup>2+</sup> 易与 OH<sup>-</sup> 结合呈絮状物,不利于 Fe<sup>2+</sup> 和 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 生成 $\cdot\text{OH}$ ,并且在碱性体系中 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 易分解,使得体系中间接氧化作用减弱<sup>[12]</sup>。在酸性体系下,会发生反应生成 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(O<sub>2</sub>+2H<sup>+</sup>+2e<sup>-</sup>→H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>),而较多的 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 能够与液体催化剂中的 Fe<sup>2+</sup> 结合生成更多的自由基 $\cdot\text{OH}$  氧化有机污染物分子<sup>[13-14]</sup>。

#### 2.1.3 液体催化剂用量对 COD 去除率的影响

在槽电压为 16 V,pH=4,气量为 0.2 m<sup>3</sup>/h,反应时间为 30 min 条件下,液体催化剂用量与 COD 去除率的关系见图 4。

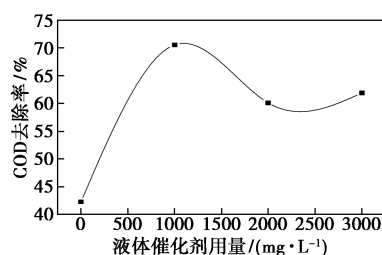


图4 液体催化剂用量对 COD 去除率的影响

由图可知,随着液体催化剂用量的增加,COD 去除率先增大后降低,当液体催化剂用量在 1 000 mg/L 时 COD 的去除率最高。这是因为适量的 Fe<sup>2+</sup> 和 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 生成 $\cdot\text{OH}$  以分解有机物分子,并且 Fe<sup>2+</sup> 与废水中的 OH<sup>-</sup> 会生成不溶于水的 Fe(OH)<sub>2</sub>,对水中的有机物胶体发生电解凝聚作用<sup>[15]</sup>。但液体催化剂用量过多会导致水中产生大量的 Fe(OH)<sub>2</sub> 并聚集在粒子电极表面,不仅影响粒子电极的悬浮性能,还占据了粒子电极表面大量的吸附位点,导致 COD 去除率减小<sup>[16]</sup>。

#### 2.1.4 曝气量对 COD 去除率的影响

图 5 是在槽电压 16 V,pH=4,液体催化剂用量 1 000 mg/L,反应时间 30 min 时曝气量与 COD 去除率的关系图。

由图可知,随着曝气量的增加,COD 去除率逐渐增大,并且在 0.2 m<sup>3</sup>/h 时达到最大去除率约 71%,而后趋于平稳。这是由于曝气量增加使得活性炭粒子处于悬浮状态,阻碍阳极和阴极的电联通,

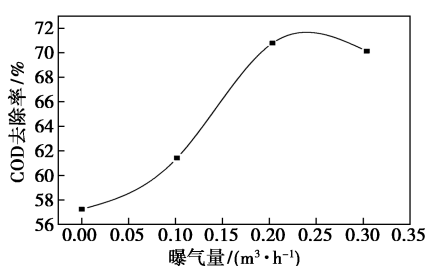


图 5 曝气量对 COD 去除率的影响

减少短路电流产生;并且曝气为溶液供氧,在活性炭粒子和石墨阴极表面转化成强氧化剂,还可与  $\text{Fe}^{2+}$  发生 Fenton 作用,产生更多的  $\text{H}_2\text{O}_2$  和  $\cdot\text{OH}$ ,以促进有机污染物分子的分解;此外,气体起到搅动溶液的作用,提升系统的传质效率,降低电极表面的浓差极化<sup>[17]</sup>。

### 2.1.5 反应时间对 COD 去除率的影响

图 6 是在槽电压 16 V, pH=4, 液体催化剂用量为 1 000 mg/L, 曝气量为 0.2  $\text{m}^3/\text{h}$  条件下, 电解时间与 COD 去除率的关系图。

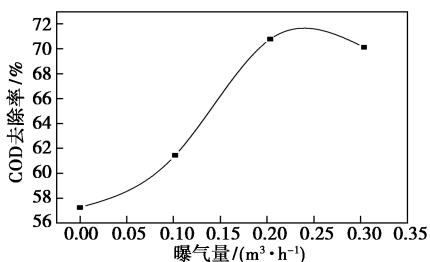


图 6 反应时间对 COD 去除率的影响

实验结果表明,随着电解时间的增加,COD 去除率逐渐增大并趋于平缓。在反应初期,废水中有机污染物浓度较高,浓差极化现象不显著,随着反应时间增加,体系中产生  $\cdot\text{OH}$  与污染物充分反应,分解了大量有机物分子,使得 COD 去除率逐渐增加。随着反应时间进一步延长,体系中有机污染物浓度及液体催化剂中  $\text{Fe}^{2+}$  浓度降低,与  $\text{H}_2\text{O}_2$  的 Fenton 作用减弱,故去除率的增速逐渐放缓。

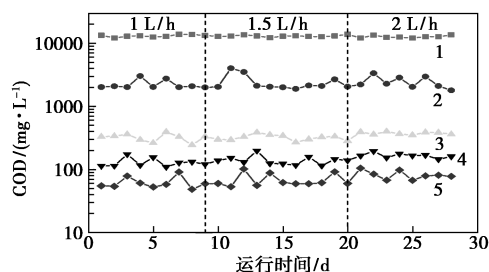
## 2.2 组合工艺运行参数优化

当催化电解装置的运行条件为槽电压 16 V、pH=4、液体催化剂 1 000 mg/L、HRT 64 L/h、曝气量 0.2  $\text{m}^3/\text{h}$  时,探究“VTBR+催化电解”组合工艺运行中 HRT 和曝气量对去除 COD 和  $\text{NH}_3\text{-N}$  的影响。

### 2.2.1 HRT 的影响

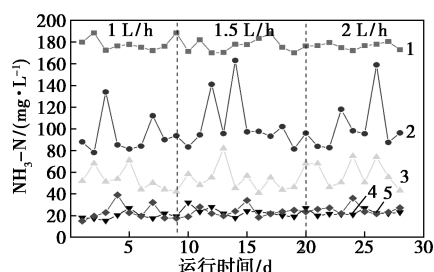
对于高浓度有机废水而言,COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  可整体上反映污染物的含量,因此本研究通过两者的

去除率综合评价运行参数对系统运行效果的影响。试验期间,固定回流比为 2:1,曝气量 10 L/h,通过改变系统的进水流量 1、1.5、2 L/h 来改变总 HRT,使其分别为 86、58、43 h。结果见图 7 和图 8。



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图 7 HRT 对 COD 的影响



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图 8 HRT 对氨氮的影响

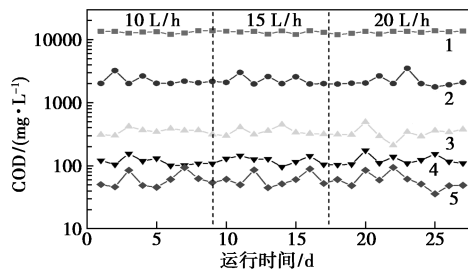
由图 7 可以看出,总 HRT 对系统出水 COD 的影响较大,组合工艺对有机物的去除能力随着 HRT 的缩短而降低。当 HRT 为 86 h 时,出水平均 COD 浓度为 62 mg/L;当 HRT 由 85 h 减小为 58 h 时,出水 COD 平均浓度升高至 68 mg/L。当 HRT 降低至 43 h 时,出水平均 COD 浓度为 83 mg/L,相比于 HRT 为 85 h 时有大幅度升高。

如图 8 所示,氨氮去除效果同样随着 HRT 的缩短而降低。当 HRT 为 86 h 时,氨氮处理效果最好,出水平均氨氮浓度在 23 mg/L 以下,且水质较稳定。当 HRT 为 58 h 时,出水平均氨氮浓度为 24 mg/L,具有微小波动。当 HRT 为 43 h 时,出水平均氨氮浓度为 26 mg/L,虽有上升,但不是很明显,影响不大。

HRT 是影响废水生物处理效果的一个重要因素,直接决定了污染物被微生物作用的有效时间。硝化细菌是自养型细菌,世代时间较长,而且增加 HRT 可促进厌氧段难降解物质的水解酸化,所以 HRT 越长越有利于硝化细菌的生长繁殖<sup>[18]</sup>,因此,为保证 COD 和氨氮良好的去除效果,并在节约投资成本的前提下,本研究选择总 HRT 为 58 h。

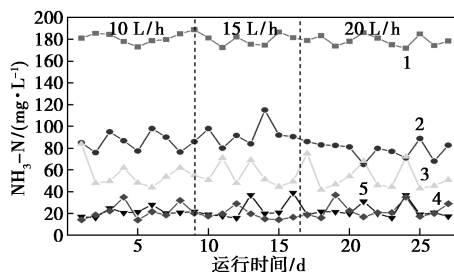
### 2.2.2 曝气量的影响

图9和图10分别是当回流比为2:1,曝气量10 L/h,总HRT为58 h,改变曝气量为10、15、20 L/h时,组合工艺对COD及氨氮的去除率。



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图9 曝气量对COD的影响



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图10 曝气量对氨氮的影响

由图9可知,出水COD随曝气量的增加并未发生明显的变化,出水COD浓度较为稳定。在曝气量为10 L/h时,出水平均COD浓度为61 mg/L,在曝气量为15 L/h时,出水平均COD浓度为62 mg/L,在曝气量为20 L/h时,出水平均COD浓度为59 mg/L,随着曝气量的增加,出水平均COD浓度从61 mg/L下降至59 mg/L。在一定范围内,增加曝气量可提高好氧区微生物的活性,有效地提高COD的去除率。有研究表明,随着曝气量持续增加,好氧区的溶解氧(DO)上升会导致厌氧区的DO上升,进而使厌氧区的反硝化菌活性受到抑制,进水有机物可作为反硝化过程中的电子供体,反硝化过程减缓,整个反应器对COD的去除有所下降。曝气量的增加会提高反应器的运行成本。

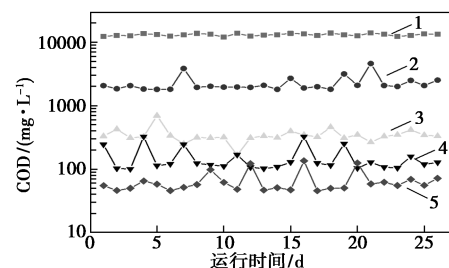
如图10所示,在反应器运行的第一阶段和第二阶段,随着曝气量的增加,氨氮的出水浓度均有明显的下降,曝气量为10 L/h时,出水平均氨氮浓度为22 mg/L,在曝气量为15 L/h时,出水平均氨氮浓度为19 mg/L。随着曝气量的进一步增加,增加至20 L/h,氨氮的出水平均浓度为24 mg/L,出水氨氮浓度有明显上升。这可能是曝气量过高影响好氧反

硝化细菌的活性,也可能因为当DO含量较高时,由 $\text{NO}_3^-$ -N还原得到的 $\text{NO}_2^-$ -N迅速被氧化为 $\text{NO}_3^-$ -N,导致 $\text{NO}_3^-$ -N的去除率降低<sup>[19]</sup>。

### 2.3 组合工艺持续运行效果

根据第2.1和2.2章节的实验结果,当催化电解装置的运行条件为槽电压16 V、pH=4、液体催化剂量1 000 mg/L、HRT 64 L/h、曝气量0.2 m<sup>3</sup>/h时,保持总HRT为58 h,曝气量为10 L/h,回流比为2:1,考察“VTBR+催化电解”组合工艺的持续运行对COD和氨氮的去除效果。

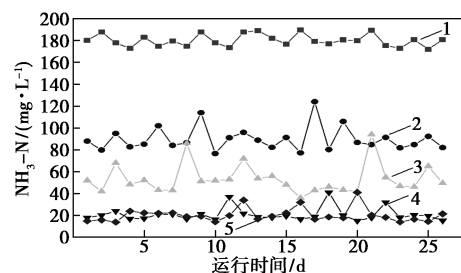
由图11可以看出,系统对COD的去除效果整体较好。进水COD波动较小,进水平均COD浓度较高(13 095 mg/L),经过一级A/O VTBR处理之后,出水COD平均浓度为2 223 mg/L,平均去除率为83.03%;经过二级A/O VTBR处理后,COD浓度从2 223 mg/L降低至344 mg/L,平均去除率为84.55%,但出水COD浓度仍然很高;经过电解之后,COD平均出水浓度为149 mg/L,电解的平均去除率达到了57.24%,进一步进行好氧VTBR的处理,出水COD浓度为64 mg/L,达到了国家及地方的排放标准。



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图11 COD随运行时间的变化

如图12所示,系统对氨氮的去除效果总体较稳定。一级A/O VTBR对氨氮的去除效果最佳,平均进水氨氮浓度为180 mg/L,一级A/O出水氨氮的浓



1—进水;2—一级 A/O;3—二级 A/O;4—电解;5—出水

图12 氨氮随运行时间的变化

度为 90 mg/L。在进行 Fenton 和二级 A/O VTBR 的进一步处理,出水氨氮平均浓度为 53 mg/L,平均去除率为 40.54%。电解对氨氮的去除也有明显的效果,电解后出水平均氨氮浓度从 53 mg/L 降低至 21 mg/L。最后一级好氧 VTBR 对氨氮的去除并不明显,出水平均氨氮浓度为 20 mg/L。

表 3 显示了煤炭地下气化污水最终出水的各项指标。

表 3 煤炭地下气化污水出水全分析

参数	进水浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	出水浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	总去除率/ %
COD	13533	64	99.3
BOD <sub>5</sub>	4200	5	99.9
氨氮	180	20	88.9
总酚	150	—	100.0
油含量	2.4	≤0.5	80.0
总磷	8	≤0.5	93.8
氰化物	70	—	100.0
细菌总数	20000	10000	50.0

### 3 结论

采用多级 A/O VTBR+电解组合工艺对高浓度有机废水进行处理,水解酸化预处理提高了废水可生化性,混凝降低了生化处理的有机负荷,一级 A/O VTBR 以脱碳为主,二级 A/O VTBR 主要脱碳和脱氮,三级好氧 VTBR 强化对 COD 的去除,电催化氧化则对生化出水进行深度处理。试验结果表明,在 HRT 为 64 L/h,曝气量为 10 L/h,回流比为 2:1,进水 COD 为 13 095 mg/L、BOD<sub>5</sub> 为 4 200 mg/L、NH<sub>3</sub>-N 为 180 mg/L 条件下,保持好氧段 DO 3~7 mg/L,缺氧段 DO<1 mg/L,该系统对 COD、BOD<sub>5</sub>、NH<sub>3</sub>-N 的去除率分别为 99.3%、99.9%、88.9%,出水达到了污水综合排放标准(GB 8978—1996)中的一级排放标准。

### 参考文献

[1] Bhutto A W, Bazmi A A, Zahedi G. Underground coal gasification: From fundamentals to applications [J]. Progress in Energy and

Combustion Ence, 2013, 39(1): 189-214.

- [2] Shi J, Xu C, Han H. The concept of anaerobic hydrolysis to produce clean and stable energy from the case study of utilization of three types of pollutants in coal pyrolysis wastewater-ScienceDirect [J]. Bioresource Technology, 2020, 298: 122570.
- [3] Xu P, Zheng D, Xu H. The feasibility and mechanism of reverse electro-dialysis enhanced photocatalytic fuel cell-Fenton system on advanced treatment of coal gasification wastewater [J]. Separation & Purification Technology, 2019, 220: 183-188.
- [4] 李建政, 赵博玮, 赵宗亭. 多段 A/O 工艺处理制革废水一级生化出水的效能 [J]. 中国环境科学, 2014, 34(1): 123-129.
- [5] Zca B, Da L A, Qw A. Investigation of hydrolysis acidification process during anaerobic treatment of coal gasification wastewater (CGW): Evolution of dissolved organic matter and biotoxicity [J]. Science of The Total Environment, 2020, 723: 137995.
- [6] 周集体, 曹同川, 杨桦, 等. 新乡白鹭化纤集团棉浆黑液废水处理工程设计 [J]. 环境工程, 2002, 20(1): 22-22.
- [7] 王冠一, 周集体. VTBR 反应器对石油炼制废水的生物脱氮研究 [J]. 长安大学学报: 自然科学版, 1999, (S1): 94-96.
- [8] 邢礼娜. 焦化废水组合处理及循环回用的腐蚀性研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2009.
- [9] 魏琳, 宋金金, 甘复兴, 等. 三维电极电催化处理焦化废水实验研究 [J]. 武汉大学学报: 工学版, 2012, (6): 838-842.
- [10] Zhu X, Ni J, Xuan X, et al. Synergies between electrochemical oxidation and activated carbon adsorption in three-dimensional boron-doped diamond anode system [J]. Electrochimica Acta, 2011, 56(3): 1270-1274.
- [11] Lee J K, Shemilt L W, Chun H S. Studies of bipolarity in fluidized bed electrodes [J]. Journal of Applied Electrochemistry, 1989, 19(6): 877-881.
- [12] 陶正. 三维电催化氧化法处理垃圾渗滤液纳滤浓缩液的研究 [D]. 南京: 南京理工大学, 2019.
- [13] 邝生鲁, 陈芬儿, 梁启勇. 应用电化学 [M]. 武汉: 华中理工大学出版社发行, 1994: 111-119.
- [14] 陆兆铿. 电极过程原理和应用 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1992: 163-165.
- [15] 唐受印, 戴友芝, 汪大翠, 等. 废水处理工程 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [16] 邢向军. 焦化废水 A-A/O 工艺运行管理及复极性三维电极技术深度处理 [D]. 大连: 大连理工大学, 2005.
- [17] 李鹏飞, 顾杰, 代鹏飞. 三维电解-厌氧-生物接触氧化组合工艺处理医药废水的研究 [J]. 环境科技, 2018, 31(5): 45-48.
- [18] 陈青松, 郑群敦, 杨林, 等. 多级 A/O 工艺处理制革废水的影响因素研究 [J]. 环境科学与管理, 2013, (6): 111-116.
- [19] 孙家君, 刘芳, 胡筱敏. 溶解氧和曝气时间对好氧反硝化菌脱氮效果的影响 [J]. 环境工程, 2014, (12): 62-64. ■

欢迎浏览《现代化工》网站 <http://www.xdhg.com.cn>