

# 漆渣废水处理方法现状研究

任 颖

中煤科工集团北京华宇工程有限公司, 北京

收稿日期: 2024年7月5日; 录用日期: 2024年8月8日; 发布日期: 2024年8月23日

## 摘 要

含有高浓度有机物、悬浮物、总氮的乳化漆渣废水, 属于难生物降解废水, 而其具有的较强生物毒性, 将会严重影响废水生物处理效果, 甚至导致生物处理系统崩溃。本研究探讨了漆渣废水高SS、高有机污染物、具有生物毒性的有害特征, 基于此, 文章重点分析了漆渣废水的处理现状以及废水脱毒处理现状。对此类废水开展治理研究十分必要, 可为漆渣废水处理工艺的选择提供新的思路。

## 关键词

漆渣废水, 生物毒性, 废水脱毒处理

# Research on the Status Quo of Paint Residue Wastewater Treatment Methods

Ying Ren

China Coal Science and Industry Group Beijing Huayu Engineering Co., Ltd., Beijing

Received: Jul. 5<sup>th</sup>, 2024; accepted: Aug. 8<sup>th</sup>, 2024; published: Aug. 23<sup>rd</sup>, 2024

## Abstract

Emulsified paint residue wastewater containing high concentrations of organic matter, suspended solids and total nitrogen is difficult to biodegrade wastewater, and its strong biological toxicity will seriously affect the biological treatment effect of wastewater, and even lead to the collapse of the biological treatment system. This study explores the harmful characteristics of paint residue wastewater, which include high suspended solids (SS), high organic pollutants, and biotoxicity. Based on this, the paper focuses on analyzing the current status of paint residue wastewater treatment and the status of wastewater detoxification treatment. It is very necessary to conduct governance research on such wastewater, which can provide new ideas for the selection of paint residue wastewater treatment processes.

文章引用: 任颖. 漆渣废水处理方法现状研究[J]. 环境保护前沿, 2024, 14(4): 1002-1015.

DOI: 10.12677/aep.2024.144131

## Keywords

### Paint Residue Wastewater, Biological Toxicity, Wastewater Detoxification Treatment

Copyright © 2024 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

各种污染物类型引起的环境污染, 都会对水体、人类及动植物产生危害影响, 严重时甚至破坏生态平衡, 对国民经济绿色可持续发展有不良影响, 水污染不仅关系着人类生活问题, 也关系着社会经济的健康平稳发展, 因而水污染治理成为在我国经济效益迅速发展阶段国内急需解决的问题。工业废水、生活污水经治理后达标排放及管控方面应受到社会各界的普遍关注, 因此对各类废水及污水治理研究很有必要[1]。

## 2. 漆渣废水的处理

### 2.1. 漆渣废水来源及水质特征

漆渣废水成分复杂, 主要来源于工业行业涂料工厂中生产设备包括涂料桶、过滤器和搅拌釜、场地的洗濯废水以及实验室废水等[2]。由于水性涂料中含有亲水基团使其具备不易燃烧且易溶水的使用安全特质而被广泛生产应用[3], 但随着涂料行业的不断扩大, 漆渣废水因其难以处理而未达标排放造成的污染问题愈发严重。因漆渣废水内涵盖许多高浓度有毒有害物质所以使得废水可生化性低从而导致其是工业废水中较难处理的一种, 其中毒害物质涵盖高分子有机物、乳化剂以及聚合物等, 因其使用原料及工艺的特殊性, 漆渣废水主要特点体现在具有高 SS、高有机污染物、具有生物毒性三方面, 以下依次对漆渣废水主要特点分类讨论。

#### 2.1.1. 高 SS

由于涂料工厂间歇生产且漆渣废水水质及水量变化幅度高, 此外工厂在生产阶段中不可避免地采用多种原料, 主要涵盖防腐剂、消泡剂、纤维增稠剂及有机无机染料等, 这些原料导致废水中呈悬浮物胶体态物质含量较高, 此外固体颜料的使用会急剧增大废水色度, 不仅对视觉美感产生影响, 且会阻碍水生动植物的生命活动[4]。我国工业行业竞争日趋激烈, 工业化程度的不断加重导致随之而来的工业废水污染相当严重[5], 各工业由于其生产工艺、生产过程及采用生产原料的不同, 致产生的废水废液中涵盖各类型生产用料、中间反应产物、副产物以及污染物[6][7]。国内现有 80% 以上的江河均遭受了工业废水差别水平的污染威胁。漆渣废水中污染物不仅成分繁多, 涵盖有毒有害物质如有机污染物、氨氮类氮素污染物、重金属等, 这些污染物具备很强危害性、且其排放量较大, 经工业废水污染的区域均或多或少受到了影响, 某些有毒性的污染物难以形成易被生物降解的物质从而以此形态长期滞留在水中, 可对自然及社会环境造成不良危害影响。

#### 2.1.2. 高有机污染物

漆渣废水中高有机污染物类属于耗氧型污染物, 原因在于当其被相关微生物降解为无机物质、碳酞等而去除的阶段须耗费多量氧气, 因此, 化学需氧量(COD)、总有机碳(TOC)等指标被采用来代表研究废

水中所有的有机物含量。

高浓度有机污染废水特征主要于污染物类别繁杂、酸碱性强、COD 值高、色度强、且具备生物难降解性等方面所体现，若直接开始生物处理将会十分困难[8]，有机废水涵盖了多种浓度高、可生化性差且有毒害的难降解性有机污染物，其中涵盖卤代烃、杂环化合物、芳香族化合物、有机氮化物、合成剂、油类污染物、酚类污染物、表面活性剂及重金属等，油类污染物主要来源于石油工业，此外还包括酸碱物质及盐等物质[9]，常见污染物及危害见表 1。

**Table 1.** Types and hazards of refractory organic compounds

**表 1.** 难降解有机物种类及危害

难降解有机物类别	危害性
卤代烃	致癌性强、使中毒
杂环化合物	生物富集、致突变、致癌性强
芳香族化合物	致癌、致畸、性质稳定
有机氮化物	致癌
合成染料	具有毒性、致癌、色度强
表面活性剂	易产泡
油类污染物	阻碍氧气进入水体、有臭味
有机酸碱	对微生物有毒害或抑制作用

氮元素是人类生产社会生活和地球开展化学循环的物质之一[10]，主要涵盖硝态氮、氨氮、有机氮等形态，由于各行业原料采用及处理工艺不当，排放的含氮物质较高会导致水体氮素超标，其中工业行业废水中氮素主要来自原材料如生产化肥、石油、味精、煤气等产品的利用。氮素主要危害性体现为：1) 对水体的危害。氮素是引起水体富营养化因素之一，且氮素形态之间可以相互转化，水体富营养化为当环境中 N、P 等物质含量突增而引发植被过量发展如藻类等，最终致使水体环境生态均衡遭受毁坏，进而对环境产生危害和威胁的现象。含氮污染物的超量排放易加重水体富营养化程度，若水面大面积被因富营养化过度生长的植物覆盖，不仅水面因色泽改变从而影响视觉观感，且过量生长的植物、藻类充斥了水体的大部分空间致水体溶解氧下降，且在缺氧环境中的水体会散发出恶臭味等。我国水域有水体富营养化情况的涵盖滇池、玄武湖、太湖等[11]。2) 对人类及生物的影响。如上述氮素在水体内被植物利用时会耗费氧，其在水环境内含量较高时将引发溶解氧降低，因鱼类对溶解氧较为敏感[12]，水生生物的呼吸系统因溶解氧含量低被阻碍甚至导致水生生物出现死亡情况，溶解氧是水生动物生存发育繁衍必不可少的环境条件，刘洋研究表明泥鳅的生长状况与氨氮有关，氨氮不仅对泥鳅的内脏会造成损伤，进而使其免疫力下降，且随着水体中氨氮含量的增高，泥鳅的死亡率也随之增高。大量死亡的水生动物会被细菌分解进一步降低溶解氧，最终使整个水体系统崩溃。一方面由于水体富营养化而过度生长的部分植物对人体具有毒性，会使误食入的人产生中毒现象。另一方面，饮用水中硝酸盐含量被世界卫生组织(WHO)要求不能大于 10 mg/L，其原因在于硝酸盐氮对人体亦有相当程度的威胁，亚硝酸盐具备致癌风险，硝酸盐含量较高的水被饮用后硝酸盐将会在体内转化为亚硝酸盐，尤其亚硝胺具备高致癌风险，可引起胃、肠道、甲状腺等体器官多处癌变，严重危害人类健康。

氮素分布广泛，且危害性影响范围大，其对水体、人类和生物造成的危害若不及时正视且加以管制，我国经济发展也将受到影响，因此氮素的合理运用及其达标排放对生产生活等方面及其重要。

### 2.1.3. 具有生物毒性

有机污染物中大多数都具有危害性，且有机污染物类别不同其对人类产生的不良影响也存在区别，有机废水危害性主要在需氧性危害、污染性危害、毒性和难生物降解等方面体现，而难生物降解最为显著，具体表现是：1) 水质具备生物毒性、且种别复杂。如废水中具有毒害作用能抑制微生物正常发育代谢的含硫物质、部分代谢产物、表面活性剂、有机酸碱溶剂、多环类化合物等，尽管在含量较低的环境下，微生物也不能完成转化降解，若这些物质浓度较高，其对微生物的毒害抑制情况更加严重，直接导致生化效果变差现象。2) 废水内盐及有机污染物含量处于高范围。某些难降解有机废水中  $\text{Cl}^-$  浓度偏高，生化效果较差，此外部分工业废水出水 COD 超过 1000 mg/L，甚至达至 100,000 mg/L，若不考虑存在于废水中有毒物质产生的毒性影响。而只利用二级生化工艺进行处理，在如此高的 COD 值情况下，想要达到理想出水效果是十分困难的。3) 水质稳定，难以生物降解。除上述有毒有害物质造成废水难生物降解即可生化性低( $\text{BOD}/\text{COD} \leq 0.3$ )的另一个重要原因是废水中涵盖的卤代烃、多环芳烃和杂环类化合物等物质的化学分子结构相当稳定，不易改变。选择合适的预处理方法来破坏断开结构化学键，改变其稳定化学结构键是利用生物方法处理难降解有机废水，是实现废水能被有效生物降解的必要步骤。很多工业废水有机物浓度超过最大排放标准导致生化性变低是造成工业废水处理难度较大原因之一[13]。若此类废水直接排放到受纳水体中，其中大量污染物不仅会损害微生物，也会使水体溶解氧下降甚至富营养化，毁坏微生物生存环境，对生态环境和人类生命形成巨大挑战。

工业废水危害性多种多样，生态环境和人类都会受其影响，加强工业废水治理，严格工业废水排放要求关系到绿色可持续发展及人民生活福祉等方面，应予以重视。

## 2.2. 漆渣废水处理现状

### 2.2.1. 气浮工艺

气浮法主要是利用由气浮设备产出的微细气泡承载着悬浮物作为废水中呈悬浮状态的絮状物载体被高度疏散在废水中，因其密度较小而被分理出水面的过程，之后水面上的悬浮物质被刮泥机去除，还可以通过混凝作用达到固液分离，此方法可以降低漆渣废水中 SS 含量及色度，且对 COD 有一定的去除效果。目前加压溶气法和布气法因两者于气泡的产生方式有所区别而被视为常见不同类型的气浮法。气浮工艺处理差异的主要影响因子包含气泡尺寸大小、溶气压力、停留时长和气水比[14]。

气泡大小主要对其受到的浮力产生影响，因其尺寸的差异所受浮力不同，较小气泡利于吸附去除体积较小的悬浮物质，较大气泡利于吸附去除体积较大的悬浮物质，两者在废水中发挥的作用有所区别，在实际工程运用中应注重两者比例的控制，最大程度发挥去除废水悬浮物质的作用能力。溶气压力强弱为决定气泡尺寸大小的关键因素，一般处于 0.3~0.44 Mpa 范畴内需求可被满足，此外通过根据实际情况适当控制溶气压力的变化不仅可以减小设备损耗，且能够提升处理效果。停留时间是指气泡从产出到去除在废水中存在的时间段，气泡停留时间的长短和去除效果之间的关系并非线性关系，实际停留时间与具体废水性质特征有关。气水比是关乎去除效果的首要要素，溶气量的增强会提速气浮进程，但是废水中气体的溶解度会随着气水比得增大直至越过最大限度而下降，其根本原因在于气泡因受水温及压力的影响最终致使气浮去除污染物效果降低。Bondarenko A V [15]采用电气浮法处理涂料废水，研究结果表明该方法能够有效降低涂料废水中 SS 以及 COD 含量，并根据所得数据研制了电气浮装置。

该工艺适用于净化色度高，溶解氧低，有机杂质多的污水，对水温偏低，不宜用重力沉降的污水净化尤为有效。此工艺适用于印染、电镀、制革、造纸、化工、纺织、肉类加工、炼油、罐头食品等生产后的工业废水处理及生产用水处理，也适宜于生物处理中生物泥膜与水的分离。在水处理技术中，气浮不宜用于高浊度原水的处理。一般来说，气浮设备主要应用在如下场合：1) 用于处理低浊、含藻类及一

些浮游生物的饮用水处理工艺中(一般原水常年悬浮物含量在 100 mg/L 以下; 2) 用于石油、化工及机械制造业中的含油(包括乳化油)污水的油水分离中; 3) 用于有机及无机污水的物化处理工艺中; 4) 用于污水中有用物资的回收, 如造纸厂污水中纸浆纤维及填料的回收工艺; 5) 水源受到一定污染及色度高、溶解氧低的原水; 6) 用于污水处理厂剩余污泥的浓缩处理工艺。

### 2.2.2. 混凝沉淀工艺

混凝沉淀法属于主要去除涂料漆渣废水中呈胶体态的悬浮物质以及部分有机物的一种较广泛处理技术, 由混合、絮凝熟化、沉淀三大部分组成[16]。胶体是水中直径在 1 nm~100 nm 范围内的微粒, 胶体微粒的核心是胶核, 胶核会吸附一层所带电荷同号的电位离子在其周围, 所以因异电荷相吸原理在这层电位离子附近会有带异号电荷的离子, 称作反离子层。电位离子与反离子所带电荷相反, 但电荷量相同, 电位离子与反离子在胶核附近因此形成稳定的区域, 此为双电子层。由于胶体所受重力极小, 且胶体微粒周围水分子不停在做无规则运动的同时还在不停碰撞胶体颗粒, 胶体微粒所受水分子撞击力在周围方向处于不平衡, 且其所受重力微小无法发生自然沉降现象, 所以胶体微粒居于废水中相对稳定的状态, 较难发生沉淀现象。

由于胶体的稳定性, 需加入混凝剂进行脱稳, 混合阶段是混凝剂在水中的扩散以及胶体与混凝剂的充分混匀, 此条件是后续絮凝熟化阶段与沉淀过程的先决步骤。絮凝熟化阶段是一种相互作用发生在胶体微粒与混凝剂水解产物之间, 为主要脱稳过程, 目前普遍认可的混凝脱稳机理有三种, 以下分类讨论。

压缩双电层机理是在加入与胶体表面所携电荷相反的混凝剂之后, 双电子层的低价态正离子被其内高价态正离子调换而出, 被反离子作用压缩后的胶体微粒双电子层 Zeta 电位值向 0 mV 靠近且厚度变薄小, 胶体互相之间的排斥力下降致使 Zeta 电位值越靠近 0 mV, 其本质是胶体颗粒之间排斥力与吸引力合力的降低, 最终微粒由于无规则运动能够碰撞进而凝聚, 其快慢与否和混凝剂投加量有关, 但投入超量高价反离子混凝剂将使胶体出现重稳现象无法用压缩双电层理论解释, 此理论也无法对投入与胶体微粒同种电荷的高分子混凝剂发生脱稳情况给出解释, 因此以下其他混凝机理也被普遍利用。

吸附电中和机理是在胶粒所受各种作用力的先决条件下, 涵盖氢键、范德华力和静电引力等驱动力, 吸附了新的异号离子、高分子等使得胶体颗粒表面电荷被中和而颗粒发生凝聚沉降。此机理既说明胶体微粒能够吸附定量的异号物质使其表面电荷发生中和反应而易于沉降, 又可以解释吸附超量的异号物质导致胶体颗粒出现重稳, 此理论能够对上述投入超量高价反离子混凝剂将使胶体发生再稳现象给出合理说明。

吸附架桥作用是在胶体环境中投入有机或无机高分子混凝剂后, 胶体颗粒之间不发生直接接触, 其上活性部位与胶体颗粒发生吸附作用致胶体颗粒间彼此连接起来, 此机理涵盖三种情况: 1) 不携电荷的高分子混凝剂与胶体微粒间通过吸附力彼此连接; 2) 携有异号电荷的高分子混凝剂彼此互相吸附, 因电荷符号相反, 这种情况还包括吸附电中和作用; 3) 携有同号电荷的高分子混凝剂互相吸附, 此时胶体微粒整体呈负电性, 而依然存在的正电性部分会选择携有同种电荷的高分子混凝剂其官能团进行吸引, 胶体微粒彼此利用官能团结合实现脱稳阶段。吸附架桥机理能够给出投入与胶体微粒同号电荷的高分子混凝剂后胶体出现脱稳沉降情况的合理解释, 但若投入超量的高分子混凝剂胶体会被其包裹从而引发再稳现象。

网捕作用是在投入混凝剂后, 混凝剂水解成具有特殊化学分子结构的氢氧化物沉淀, 其水解生成的沉淀物在重力作用下发生沉降, 此过程中水中的胶体颗粒将被沉淀物的特殊分子结构捕获进而同步参与沉降, 网捕作用对胶体颗粒去除率较低, 且需要大量的混凝剂。

需要关注的是以上四种混凝机理通常会联合作用去除废水中胶体物质, 而具体是哪种机理占据主导作用取决于混凝剂的种类、废水物化性质等因素。混凝沉淀影响因子从以下四类主要进行讨论, 其各自

影响机理如下。

影响混凝工艺去除效果的差异关键为 pH 值, 主要于混凝剂水解产物形态及废水中胶体在 pH 值下的影响方面所体现。不同 pH 值下不仅混凝剂水解产物不同, 且类别相异的混凝剂水解所需最佳 pH 值也不一样, 混凝效果的好坏程度因混凝剂水解产物形态的混凝作用机理不同, 所以其效果基本取决于混凝剂水解产物最有效的混凝作用能否于去除水中悬浮污染物方面发挥[17]。纪祥延[18]表明硫酸铝混凝剂在 pH 由低到高时其水解产物主要形态发生明显变化, pH 值低时混凝剂对胶体的凝聚作用较弱是因为低聚合度的羟基占核心地位, 而当 pH 值升高时氢氧化铝甚至其水解生成的络合离子占据主要地位, 增强了凝聚效果。袁辉洲等研究表明聚合铝水解形态  $Al_n$  (聚合度较高)随着 pH 的升高先降低再增加, 且废水 pH 上升会致使 Zeta 电位向 0 mV 靠近, 此说明了聚合铝的水解形态受 pH 的直接影响, 从而对混凝效果产生影响。张秀芝等研究了 pH 值对 CTS 和  $FeCl_3$  对海水污染物的去除情况, 结果表明在胶体微粒双电子层已经被充分压缩的情况下, 在 pH 为 7~9 内, 废水浊度和 COD 去除率达到最高, 原因是此时混凝剂水解产物主要为氢氧化物和多核羟基化合物, 主要作用机理为吸附网捕作用, 这些水解产物互相聚集成具有三维结构的空空间聚合体, 将悬浮颗粒物去除。当废水碱度较高铝盐混凝剂的水解易发生且其混凝效益良好[19]。此外, 废水 pH 会影响胶体表面电荷及电位, 胶体颗粒表面电荷电位发生变化, 会对相同混凝剂投加量混凝效果产生影响。

混凝沉淀工艺所用混凝剂种类较多, 如今被采用于废水处理的涵盖无机型、有机型、无机高分子型、复合型、微生物以及新型混凝剂, 如聚合硅酸氯化镁[20]。无机混凝剂中铁盐混凝剂较铝盐混凝剂相比, 具备更高的沉降速度且对环境条件要求更放宽, 无机高分子混凝剂是在无机混凝剂基础上演变发展的, 其具备比无机混凝剂对混凝条件更强的适应力, 混凝效果更佳, 且具有多种空间分子结构如网状、链状等, 此类结构便于废水中污染物进入, 聚合铝类混凝剂会水解生成多种类的羟基多核络合物, 主要发生吸附架桥作用, 聚合铁类混凝剂混凝机理与铝类相似, 活性硅酸混凝剂针对低温低浊度废水混凝效果较好, 但易发生缩聚而失活, 在其中融合高价金属离子后, 不仅其电荷密度及聚合度发生改变能控制失活问题, 且能够发生吸附电中和及吸附架桥作用, 有效改良了混凝效果, 此类混凝剂主要包括 PSAA、PSAM 以及 PSAF 等[21]。天然高分子有机物作为有机混凝剂组成成分如动物骨胶等, 微生物混凝剂由微生物或微生物分泌物代谢产物组成, 无机混凝剂及无机高分子混凝剂在水物化处理中较为普遍采用, 且处理对象广泛。赵阳丽等研究了马铃薯淀粉废水在 PAC、PFSS、PAFC、 $Fe_2(SO_4)_3$  混凝剂下的混凝去除效果, 结果表明 PAFC 混凝剂对浊度去除效果最好, 原因为 PAFC 为铝铁盐混凝剂, 其兼具了铝铁盐混凝剂的优点, 混凝效益较选择采用单类混凝剂更佳。赵星明等研究了不同混凝剂 PAC、PAFC 以及 AS 对某水厂水样的混凝效果, 实验结果表明 PAFC 较 PAC、AS 对低浊度废水具有更高的去除效率, PAFC 是在聚合铝当中加入了聚合氯化铁成分, 使得分子结构更加空间化, 改善了吸附凝聚能力, PAFC 是首选混凝剂。

在混凝沉淀过程中, 混凝剂的投加量是重要的控制因素, 过多过少均不能实现胶体的有效去除, 过少胶体脱稳效果较差, 而上文混凝机理中提到吸附电中和及吸附架桥作用都涉及到投加过量混凝剂后胶体出现再稳的现象, 若某些无机高分子混凝剂投加过量, 胶体微粒会瞬间被其水解产物结构包围, 致使胶体微粒之间无法通过混凝剂活性部分彼此吸附结合而引发重稳现象, 所以混凝剂种类的抉择以及混凝剂投加量的确定会产生直接影响于混凝沉淀效益, 周峰研究了 AS、PFS 和 PAC 三种金属盐类混凝剂对某污水厂二沉池出水浊度、氨氮、TP、TN 和 COD 的去除效果, 结果表明以浊度为参考指标, 三种混凝剂最佳投加量均不同, 依次为 210 mg/L、135 mg/L 和 80 mg/L, 且在各自的最佳投加量下对氨氮、TP、TN 和 COD 的去除率都不同, 但对于废水中 TP 和 COD 的去除金属盐类效果较显著。由于生成磷酸盐沉

淀化化合物的混凝药剂主要为  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  等, 张冬等选择铁盐类混凝剂研究对含磷废水的混凝效果, 结果表明 TP 去除率在铁盐混凝剂投加量升高的情况下也随之上升, TP 去除率于投加量为  $10 \text{ mg/L}$  下维持稳定。潘世英等研究了在混凝剂相异投加量下去除某水厂原水浊度的效果, 考察结果为原水浊度在混凝剂投加量上升的情况下去除率先变高后下降, 去除率于最佳投加量时出现最大值为 78.1%, 此即为最佳效果投加量点位。

沉淀时长的选择确定于最终沉降直观效果具备关键作用。当混凝体系絮凝熟化结束之后需要静沉来使已经聚合的悬浮物颗粒在重力的作用下沉降, 随着沉淀时间的加长, 体系中悬浮物质浓度会逐渐减小, 且减小速率由大变小, 当沉淀时间达到某一数值后体系悬浮物质浓度几乎稳定不变, 此沉淀时间即为最佳沉淀时间点。

该工艺适用于不同水质的处理, 包括地表水、地下水、河流水、湖泊水等。不同水质中悬浮物和胶体物质的种类和浓度不同, 需要选用不同的混凝剂和工艺条件。例如, 对于含有较高浊度的水, 应选用高效的混凝剂和加药方式, 以提高混凝效果。适用于不同污染物, 混凝法可去除水中的有机物、无机物、重金属离子、微生物等污染物, 具有广泛的适用性。其中, 有机物和微生物的去除需要与其他处理工艺配合使用, 如生物处理或消毒。适用于预处理和后处理, 可作为水处理工艺的预处理和后处理环节。在预处理环节, 混凝法主要用于去除水中的悬浮物和胶体物质, 减少后续处理工艺的负荷, 提高处理效果。在后处理环节, 混凝法可用于去除后处理工艺中产生的悬浮物和胶体物质, 以达到更高的出水质量要求。适用于不同处理规模, 混凝法适用于不同规模的水处理厂, 包括小型自来水厂、中型城市供水厂和大型工业水处理厂等。

### 2.2.3. 生物处理工艺

漆渣废水中胶体和溶解性的可生物降解污染物质为生物处理重点对象, 是处理流程中的主体工艺, 污染物在微生物发挥吸附及降解能力时被消除, 涵盖好氧法及厌氧法, 具体应用中不仅可采用好氧、厌氧单独工艺法, 且还可采用两者协同的工艺法[22]。

生物膜法中的生物膜是废水绵延不绝地流经某种固体填料如聚氨酯海绵填料、MBBR 填料等, 经过一段时间后附着在填料上生长成功的类似污泥状膜, 此膜具备粘性, 组成成分相似于活性污泥, 内含多种可分解污染物质的微生物, 生物膜成型后其进行自我合成生长代谢活动便可于废水中通过吸附利用污染物质而进行, 而已衰竭或死亡的微生物被不停流动的水流移出填料之后进行沉淀分离[23]。

活性污泥法中传统活性污泥法由曝气池和沉淀池构成主要工艺部分, 废水首先流入曝气池且内活性污泥在曝气条件下发挥氧化分解作用于水中有机污染物质上致使有机物被转为无机物, 随后池内泥水混合液流入沉淀池进行沉淀分离, 剩余污泥回流到曝气池, 该工艺具有运行功耗低、能承受高污泥负荷等优点, 但易出现污泥膨胀等问题。此外还有 A/O 法、 $\text{A}_2/\text{O}$  法以及 SBR 法等[24]。

A/O 法在厌氧(A)和好氧环(O)境下循环交替开展废水处理, 是经改进后的传统活性污泥法。该工艺进步之处在于能够去除降解废水中 N、P, 除此工艺外为主要功能为生物脱氮的  $\text{A}_\text{N}/\text{O}$  工艺, 见图 1, 是上述 A/O 工艺进一步改良后出现且效益良好的工艺, 又称作前置缺氧-好氧生物脱氮工艺, 污泥处于缺氧状态下和好氧状态下依次发挥系列脱氮作用, 曝气池内微生物发挥氨化和硝化作用于氮素污染物后被逐步转换为硝酸盐, 该工艺将反硝化反应器前置, 微生物可有效利用原废水中的有机碳源, 且反硝化细菌所需碳源种类广泛, 硝酸盐作为反硝化过程的电子受体, 没有外加碳源投入压力[25], 减缓曝气池需氧量, 此外反硝化阶段产生的碱度可补曝气池硝化反应阶段之需, 好氧池内大量转化生成的硝酸盐再由循环系统回流到缺氧池内, 反硝化细菌发挥作用于硝酸盐上致其被去除完成脱氮过程, 较传统活性污泥法相比, 污泥膨胀现象再添加了前置缺氧池情况下可被有效抑制。

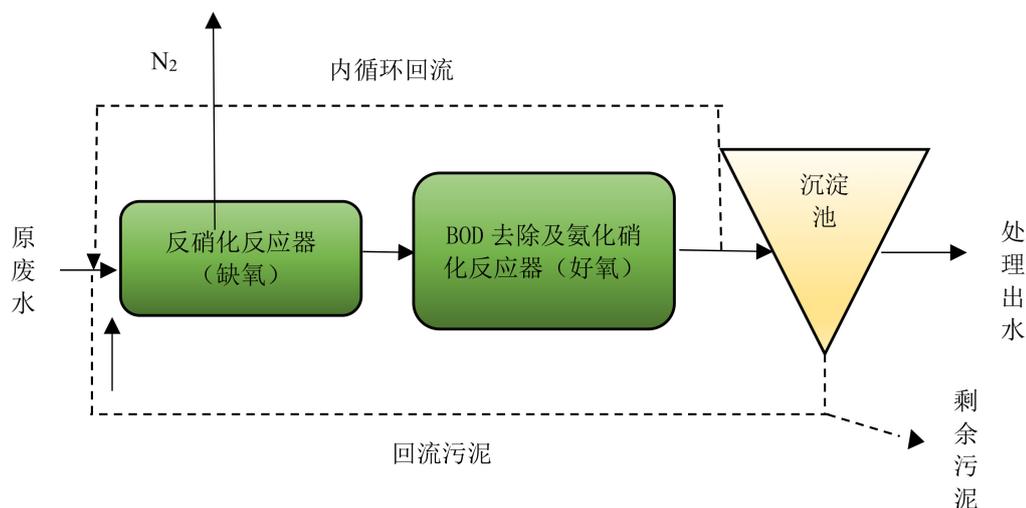


Figure 1. A<sub>N</sub>/O process  
图 1. A<sub>N</sub>/O 工艺

该工艺在去除废水中有机物以及脱氮除磷方面效果较突出，李文杰等[26]运用 A<sub>N</sub>/O 脱氮工艺处理石化树脂生产废水，出水 COD 含量、TN 含量低于 50 mg/L、15 mg/L，出水结果满足排放要求。该工艺有处理流程简单、构筑物建设费和运行费较低且能有效完成脱氮过程的优点，但部分存在于沉淀池内未被完全去除分离的硝酸盐可能被反硝化作用去除于沉淀池内，其生成的 N<sub>2</sub> 会引起沉淀池中污泥上浮，出现跑泥现象。

除上述 A<sub>N</sub>/O 脱氮工艺外，经改进后的传统生物脱氮工艺还涵盖 A/A/O 工艺以及 SBR 工艺等。三部分区域阶段构成 A/A/O 工艺基本流程，依次为厌氧部分区域、缺氧部分区域和好氧部分区域，厌氧条件下主要为发酵细菌进行有机大分子物质的分解及聚磷菌释磷的过程阶段，缺氧区域下由反硝化细菌发挥反硝化作用完成脱氮过程阶段，好氧区域下是硝化细菌发挥硝化作用于氨氮和亚硝酸盐氮使其变为硝酸盐的过程阶段，此外聚磷菌吸收过量的磷，三个阶段结合实现了脱氮除磷和废水有机物的去除。SBR 法具备只设有一个 SBR 池、操作易上手，耐冲击负荷且便于管理维护的特征，又称序批式间歇活性污泥法，该工艺流程进水、反应、沉淀、出水、闲置五阶段均于 SBR 池内有序进行，其在污泥和废水属于完全混合方式的 SBR 池内按顺序依次进行，废水中有机物随着流程的循环被微生物降解去除。

该工艺污水生物处理效果好，费用低，技术简易可行，在各国应用较为普遍。生物处理中要特别注意掌握净化污水微生物的基本特点，满足其条件要求，污水中 BOD 与 COD 的比值要大于 0.3。温度对处理效果的影响较大，一般冬季效果较差。

### 3. 废水脱毒处理现状研究

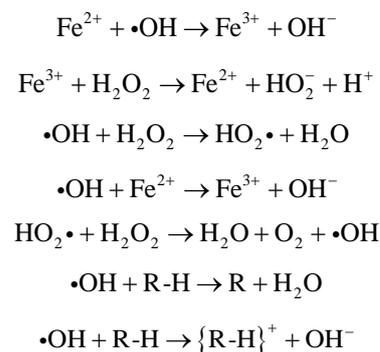
#### 3.1. Fenton 工艺

Fenton 工艺是指在废水中加入试剂使其氧化污染物质而达到降解废水中有机污染物的方法，Fenton 试剂为 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 及 Fe<sup>2+</sup>，反应产生的 Fe(OH)<sub>3</sub> 可发挥吸附凝聚作用于悬浮污染物质的功能，有助于悬浮物去除分离。工艺原理为在 Fe<sup>2+</sup> 的催化作用下，H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 能够产出将有机污染物逐步降解为毒性较低以及甚至无毒无机小分子物质、H<sub>2</sub>O 和 CO<sub>2</sub> 的具有强氧化能力的 ·OH，该法已被成功应用于涂料废水的处理过程中，在废水的生物毒性脱除方面有所贡献[27]。Fenton 工艺处理效益的主要影响因子包涵 pH、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 投加量、反应时长及 Fe<sup>2+</sup> 投加量，其反应如下式。

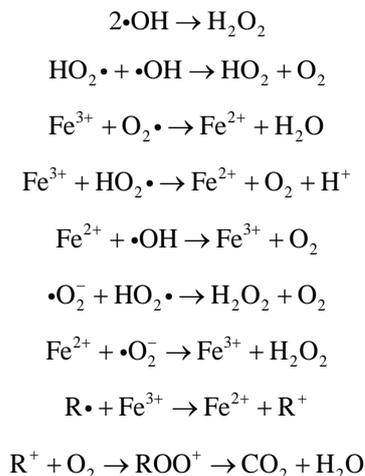
链开始:



链传递:



链终止:



由上述反应过程可知,酸性条件下有利于反应开始,  $\text{H}_2\text{O}_2$  和  $\text{Fe}^{2+}$  的含量过高过低都会引起反应速率的变化,是控制反应速率的重要因素,且反应生成的  $\text{OH}^-$  是溶液 pH 升高的原因,  $\cdot\text{OH}$  的产生为反应链开始,被消耗为链结束[28]。石申等采用 Fenton 氧化法去除某印染废水有机污染物,研究结果为处理效果良好且出水 COD 去除率达至 73.5%,陈焯[29]等对混凝后汽车涂装有机废水进行芬顿氧化处理,出水 COD 可由 65.8% 进一步提高至 71.4%。此外有研究表明 Fenton 反应若加入类 Fenton 试剂如紫外光(UV)、 $\text{O}_2$ ,氧化能力将进一步增强。

Fenton 试剂在处理含硝基、磺酸基、氨基等电子密度高的有机物的氧化方面具有独特优势。而这些物质的 B/C 的值小,生物化学方法很难将其降解,一般化学氧化法也难以凑效。因此 Fenton 试剂弥补了这个方面的不足,具有很大的潜力。

对废水中干扰物质的承受能力较强,既可以单独使用,也可以与其他工艺联合使用,以降低成本,提高处理效果。胶体能在低 pH 值范围内使用,而在低 pH 值范围内有机物大多以分子态存在,比较容易去除,这也提高了有机物的去除效率。

### 3.2. 臭氧工艺

臭氧是一种强氧化剂,其氧化反应机理包括废水中污染物直接被臭氧氧化以及废水中污染物被臭氧

自分解产生的具有更强氧化作用的 $\cdot\text{OH}$ 间接氧化去除,前者具有选择性,对某些物质没有较强的氧化作用如一些分子饱和键等物质,后者无选择性[30]。而具体哪种为主导方取决于废水 pH 值,酸性和中性条件下以废水中污染物直接被臭氧氧化为主导地位,碱性条件下则以废水中污染物被臭氧产生的 $\cdot\text{OH}$ 氧化去除为主导地位[31]。

pH 值是影响臭氧氧化工艺的重要因素,有研究表明臭氧自分解产生 $\cdot\text{OH}$ 的过程于碱性条件下更有利于发生,其能间接发挥氧化作用于具备生物毒性的大分子有机污染物,且可发挥氧化分解作用于由臭氧直接分解后出现的难降解污染物中间体如酸,醇等[32]。

曾丽[33]等对难降解汽车喷漆废水采用混凝-臭氧氧化法组合工艺处理,结果表明对混凝后出水 COD 为 40.37% 情况下进行最优条件下臭氧氧化处理,具体为臭氧投加速度为 15 g/(h·L)、 $\text{MnO}_2$  催化剂 1.5 g/L、氧化时间 20 min,其出水 COD 提高到 74.72%,且生物毒性降低,可直接进行生化处理。臭氧氧化技术虽然处理效果可观,但因其化学性质不稳定,存在消耗分解速率十分迅速及分解氧化不彻底的不足。

该工艺能有效地降低 AOC (生物可同化有机碳)值,使出水的生物稳定性大为提高,活性炭上附着的微生物使其能长期保持活性,有效延长活性炭的再生周期。适用于常规处理及超滤技术都难以解决去除的微量有机物、臭味、内分泌干扰物等污染物质有明显的处理效果,针对性高,是目前非常有效的净水技术措施,水厂出水水质可明显改善。

### 3.3. 铁炭微电解工艺

由于工业行业生产原料成分繁杂,其产出的工业废水对微生物具有较强的毒性,可生化性差,故需要提高废水的可生化性通过转变废水所含难生物降解物质其分子结构的方式,铁炭微电解工艺是一种因其具备可有效提升废水可生化性的特点而被广泛运用的氧化处理方法,工艺系统由铁、废水及碳构成微电池,工艺原理涵盖三方面,以下对其具体作用机理分类讨论[34]。

电场作用是以低电位铁作为电池阳极,高电位碳作为电池阴极,金属阳极与阴极材料置于含有酸性介质的废水中直接接触,由于阴阳电极存在的电位差从而形成无数个微小原电池回路,在此废水环境条件下发生原电池反应。反应式及机理见下式及图 2。

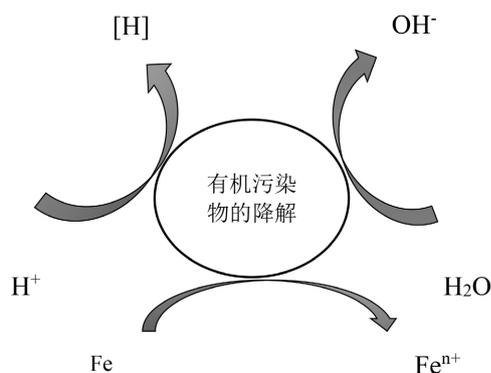
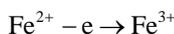
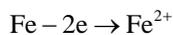
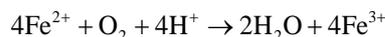
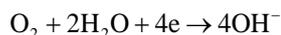
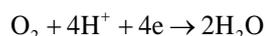
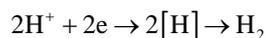


Figure 2. Fe-C micro-electrolysis  
图 2. 铁炭微电解

阳极(Fe):



阴极(C):



氢的氧化还原和铁的还原作用是指铁炭微电解反应中, 电极之间形成的电场能将阳极铁失去的电子通过导电作用到污染物分子上, 存在于废水中的污染物分子可被在酸性环境下电极产出的  $\text{Fe}^{2+}$  以及原子  $[\text{H}]$  发挥氧化还原作用而去除, 原因在于其具备十分活泼的化学还原性质。氧化还原反应是去除转化污染物的关键阶段, 难降解有机污染物在氢氧化还原及铁还原作用以及电场作用下直接或间接发生反应, 致使废水中难降解污染物结构形态出现变化[35], 经过氧化还原反应, 污染物分子发生结构改变, 如偶氮键断裂, 开环等, 分子结构的改变进而影响了污染物的生物毒性, 使废水可生化性提高[36] [37]。

由上述电场作用电极发生的反应可知, 铁炭微电解在酸性曝气条件下可生成  $\text{OH}^-$  及  $\text{Fe}^{3+}$  离子, 其结合为  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  从而形成聚合度大的混凝剂于废水中可吸附凝聚污染物, 使污染物分子互相聚合为大的颗粒进而沉降, 达到去除污染物的目的, 此为铁离子的混凝作用[38]。此外废水 pH 升高的原因主要在于  $\text{OH}^-$  离子的产生, 且曝气状态下阳极产生的  $\text{Fe}^{2+}$  转化为  $\text{Fe}^{3+}$  可进一步水解为  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , 该沉淀物聚合度大, 能有效吸附凝聚废水污染物, 进一步增强混凝效果[39]。

经过以上三方面作用废水的可生化性得到提升, 废水中大部分难降解大分子物质最终被转化为小分子物质。铁炭微电解影响因子主要包括 pH、曝气条件、HRT、 $\text{H}_2\text{O}_2$  等。

影响铁炭微电解处理效益的关键因素为水环境的 pH 值, 进水的 pH 值会对微电池电极电位差产生直接影响, 而电位差决定了阴极产物的还原性以及有机物还原剂类别, 影响了电化学反应[40], 且具备还原性质不同的产物进行废水有机污染物的氧化还原反应所表现的效果不同, 在中性或碱性环境下电解生成  $\text{Fe}^{2+}$  与  $\text{OH}^-$  离子可转为  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , 该物质可吸引废水中带弱负电荷的微粒, 具备混凝作用, 最终形成铁泥而除掉, 但是此情况极易出现堵塞导致反应受限, 相反在 pH 较低时因涵盖  $\text{H}^+$ , 而不易造成阻塞问题, 但铁极消融的速度被加速提高进而致使工程费用增加, 所以在处理难降解废水中应控制废水 pH 值在适当酸性范畴, 有利于 COD 去除及生化性提高[41], pH 会影响铁炭微电解对污染物的毒性降解效果, 是必须考虑的因素。

曝气条件对铁炭微电解的影响主要表现在对电位改变、电极反应产物以及电极材料状态的影响[42]。蒋霞[43]等对某印染废水通过采用铁炭微电解工艺处理, 研究结果为曝气条件下电位差会扩大, 高氧条件下对 COD 及浊度的去除率最高, 且曝气状态下能防止铁屑发生板结和加速废水混合, 而无氧条件下处理效果最坏, 铁炭微电解工艺在酸性条件下适当增加曝气条件将在废水处理效果方面有显著提升。

HRT (水利停留时间) 的掌握会直接关乎于铁炭微电解池的容积及铁炭的耗费程度。从文献研究来看, 最佳 HRT 宜控制在 45 min~90 min 之间, 而对于难降解的工业废水, 延长 HRT 处理效果会更加明显[44]。

在铁炭微电解反应系统内通过投入  $\text{H}_2\text{O}_2$  可与阳极产生的  $\text{Fe}^{2+}$  结合组成 Fenton-氧化体系, 此体系能够生成具备极强氧化能力的  $\cdot\text{OH}$ , 催化氧化阶段的催化剂由  $\text{Fe}^{2+}$  离子充任。阴极生成的  $[\text{H}]$  可发挥氧化还原作用于废水中大分子污染物, 最终致使污染物分子结构的破坏且分子性质被改变, 通过加入  $\text{H}_2\text{O}_2$ , 可改善反应效果, 提高污染物去除率, 但此过程会引起大量氢离子消除, 致废水 pH 值升高[45]。

该工艺在难治理废水中的应用展现出较强的实力, 例如在垃圾渗沥液、印染、制药和重金属废水处理中可获得较理想的处理效果。不仅可高效去除 COD, 而且可大幅提高废水可生化性, 其次对高色度废

水, 该工艺还具有高效的脱色能力: 针对高价态的重金属废水, 此工艺也有较强的还原和絮凝作用, 用以还原及去除废水中的有毒重金属离子。

#### 4. 结论

漆渣废水成分复杂, 主要来源于工业行业涂料工厂中生产设备包括涂料桶、过滤器和搅拌釜、场地的洗濯废水以及实验室废水等。由于水性涂料中含有亲水基团使其具备不易燃烧且易溶于水的使用安全特质而被广泛生产应用, 但随着涂料行业的不断扩大, 漆渣废水因其难以处理而未达标排放造成的污染问题愈发严重。因漆渣废水内涵盖许多高浓度有毒有害物质所以使得废水可生化性低从而导致其是工业废水中较难处理的一种, 漆渣废水主要特点体现在具有高 SS、高有机污染物、具有生物毒性三方面, 选择合适工艺联合处理漆渣废水, 获得优化工艺条件, 可实现漆渣废水的稳定高效达标处理。

#### 参考文献

- [1] 崔爽亮. 环境工程中水污染的危害与治理[J]. 化工设计通讯, 2021, 47(10): 173-174.
- [2] 胡进, 朱雷, 郭超, 等. 气浮-A/O-活性炭组合工艺处理涂料废水[J]. 工业水处理, 2016, 36(4): 92-94.
- [3] 张海波. 高浓度水性涂料废水的处理工艺研究[D]: [硕士学位论文]. 上海: 华东理工大学, 2020.
- [4] Okolo, B.I., Adeyi, O., Oke, E.O., Agu, C.M., Nnaji, P.C., Akatobi, K.N., *et al.* (2021) Coagulation Kinetic Study and Optimization Using Response Surface Methodology for Effective Removal of Turbidity from Paint Wastewater Using Natural Coagulants. *Scientific African*, **14**, e00959. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00959>
- [5] Sativoldieva, M.G. and Nabizhonovich, A.N. (2021) Impact of Industrial Wastewater on the Environment. *Asian Journal of Research in Social Sciences and Humanities*, **11**, 869-873. <https://doi.org/10.5958/2249-7315.2021.00310.5>
- [6] Simonsen, M.B. (2020) *Industrial Wastewater: Pollutants, Treatment and Disposal*. Nova Science Publishers.
- [7] Edwards, J.D. (2019) *Industrial Wastewater Treatment*. CRC Press.
- [8] Mannina, G., Cosenza, A., Di Trapani, D., Capodici, M. and Viviani, G. (2016) Membrane Bioreactors for Treatment of Saline Wastewater Contaminated by Hydrocarbons (Diesel Fuel): An Experimental Pilot Plant Case Study. *Chemical Engineering Journal*, **291**, 269-278. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.107>
- [9] Nama, A. (2011) Degradation of Methylene Blue in the Presence of Hydrogen Peroxide in Alkaline Solution under Microwave Irradiation. <https://d.wanfangdata.com.cn/thesis/ChJUaGVzaXNOZXdTmJAYnNDAxMDkSCFkyMDEwNzIwGghycHMzN2JuYQ%3D%3D>
- [10] Ding, R., Zhang, D., Gao, Y., Chen, X. and Yang, M. (2020) Characteristics of Refractory Organics in Industrial Wastewater Treated Using a Fenton-Coagulation Process. *Environmental Technology*, **42**, 3432-3440. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1732476>
- [11] Tang, Z.X., Zhang, Y.F., Zeng, L.F., *et al.* (2019) Investigation and Analysis of Three Nitrogen Pollution in Groundwater in Ledong, Hainan Province. *Agricultural Biotechnology*, **8**, 135-137.
- [12] 郝国馨. 好氧颗粒污泥培养及处理高氨氮废水影响因素研究[D]: [硕士学位论文]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2017.
- [13] Chilundo, M., Joel, A., Wesström, I., Brito, R. and Messing, I. (2018) Influence of Irrigation and Fertilisation Management on the Seasonal Distribution of Water and Nitrogen in a Semi-Arid Loamy Sandy Soil. *Agricultural Water Management*, **199**, 120-137. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.020>
- [14] 段小清, 曹雪, 李倩, 等. 有机化工废水处理技术探析[J]. 当代化工研究, 2021(9): 120-121.
- [15] 张佳起. 气浮法在油田污水处理中的应用现状分析[J]. 石化技术, 2019, 26(1): 277.
- [16] Bondarenko, A.V. (2021) Electroflotation Treatment of Wastewater from Paint-and-Varnish Production. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **815**, Article 012016. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/815/1/012016>
- [17] Zhang, Z. (2017) The Flocculation Mechanism and Treatment of Oily Wastewater by Flocculation. *Water Science and Technology*, **76**, 2630-2637. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.414>
- [18] Cao, B., Gao, B., Xu, C., Fu, Y. and Liu, X. (2010) Effects of pH on Coagulation Behavior and Floc Properties in Yellow River Water Treatment Using Ferric Based Coagulants. *Chinese Science Bulletin*, **55**, 1382-1387. <https://doi.org/10.1007/s11434-010-0087-5>
- [19] 纪祥廷. 温度及搅拌等因素对混凝法处理污水效果的影响[J]. 低碳世界, 2017(29): 14.

- [20] 颜一青. 不同种类原水混凝剂投加量分析[J]. 净水技术, 2017, 36(S1): 56-62.
- [21] Wei, Y., Ding, A., Dong, L., Tang, Y., Yu, F. and Dong, X. (2015) Characterisation and Coagulation Performance of an Inorganic Coagulant—Poly-Magnesium-Silicate-Chloride in Treatment of Simulated Dyeing Wastewater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **470**, 137-141. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.01.066>
- [22] 李德志, 肖忠良, 陆海伟. 水处理混凝剂的发展及应用[J]. 广东化工, 2018, 45(21): 67-68+59.
- [23] Singh, K.R. (2021) Assessment of Industrial Wastewater Treatment Processes. *ACADEMICIA: An International Multi-disciplinary Research Journal*, **11**, 755-764. <https://doi.org/10.5958/2249-7137.2021.02587.8>
- [24] Zhang, B., Xu, D.W., Xu, X.H., Jiang, S.Y. and Wu, Z.R. (2018) Study on Sludge Reduction of Printing and Dyeing Wastewater Treatment by Biofilm Process. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **199**, Article 042039. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/199/4/042039>
- [25] 孙撼宇. 浅析工业废水的深度处理工艺[J]. 科学与财富, 2017(31): 190.
- [26] Ge, S., Peng, Y., Qiu, S., Zhu, A. and Ren, N. (2014) Complete Nitrogen Removal from Municipal Wastewater via Partial Nitrification by Appropriately Alternating Anoxic/Aerobic Conditions in a Continuous Plug-Flow Step Feed Process. *Water Research*, **55**, 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.058>
- [27] 李文杰, 陶华旸. A/O+混凝沉淀工艺处理石化企业 ABS 树脂生产废水[J]. 石油化工, 2021, 50(8): 777-782.
- [28] Tavares, M.G.R., Santos, D.H.S., Tavares, M.G., Duarte, J.L.S., Meili, L., Pimentel, W.R.O., *et al.* (2020) Removal of Reactive Dyes from Aqueous Solution by Fenton Reaction: Kinetic Study and Phytotoxicity Tests. *Water, Air, & Soil Pollution*, **231**, Article No. 82. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4465-6>
- [29] 王忠华. Fenton 体系降解含聚污水提效机制与方法研究[D]: [博士学位论文]. 大庆: 东北石油大学, 2019.
- [30] 陈焯, 董菲菲, 陆骏, 等. 混凝芬顿法处理汽车涂装有机废水[J]. 材料保护, 2018, 51(9): 126-129.
- [31] 吕杭杰. 改性凹凸棒负载 Fe-Mn 催化剂的制备及其协同臭氧处理印染废水的研究[D]: [硕士学位论文]. 杭州: 浙江工业大学, 2017.
- [32] Yang, L., Hu, C., Nie, Y. and Qu, J. (2009) Catalytic Ozonation of Selected Pharmaceuticals over Mesoporous Alumina-Supported Manganese Oxide. *Environmental Science & Technology*, **43**, 2525-2529. <https://doi.org/10.1021/es803253c>
- [33] Shaikh, I.A., Ahmed, F., Khanzada, T.J.S. and Ahmad, I. (2014) Reuse of Beverage Industry Wastewater in Textile Dyeing after Its Treatment with Ozone. *Pakistan Journal of Nutrition*, **13**, 653-656. <https://doi.org/10.3923/pjn.2014.653.656>
- [34] 曾丽, 徐洪亮, 曾淼, 等. 混凝-臭氧氧化法处理汽车喷漆废水的研究[J]. 材料保护, 2019, 52(9): 143-146.
- [35] Yang, Z., Ma, Y., Liu, Y., Li, Q., Zhou, Z. and Ren, Z. (2017) Degradation of Organic Pollutants in Near-Neutral pH Solution by Fe-C Micro-Electrolysis System. *Chemical Engineering Journal*, **315**, 403-414. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.01.042>
- [36] Peng, C., Chen, L., Wu, X., Wei, X., Tehrim, A., Dai, M., *et al.* (2021) Identification of Adsorption or Degradation Mechanism for the Removal of Different Ionic Dyes with Iron-Carbon Micro-Electrolysis Process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **9**, Article 105690. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105690>
- [37] 马宁, 段欣悦, 赵全康. 铁炭微电解-Fenton 氧化工艺预处理工业废水研究进展[J]. 环境科学与管理, 2018, 43(11): 71-75.
- [38] 刘喆, 江博, 石梁, 等. 铁炭微电解+A/O 工艺降解有机硅废水 COD 的研究[J]. 工业水处理, 2020, 40(3): 85-88.
- [39] Jiang, Y., Bao, Y. and Yang, K. (2012) Effect of C/N Concentration Fluctuation on Formation of Plasma Electrolytic Carbonitriding Coating on Q235. *Journal of Iron and Steel Research International*, **19**, 39-45. [https://doi.org/10.1016/s1006-706x\(13\)60018-7](https://doi.org/10.1016/s1006-706x(13)60018-7)
- [40] Zhao, H., Nie, T., Zhao, H., Liu, Y., Zhang, J., Ye, Q., *et al.* (2021) Enhancement of Fe-C Micro-Electrolysis in Water by Magnetic Field: Mechanism, Influential Factors and Application Effectiveness. *Journal of Hazardous Materials*, **410**, Article 124643. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124643>
- [41] 李灵星, 陈际达, 廖敏会, 等. 铁炭微电解技术应用与研究[J]. 环境科学与管理, 2017, 42(5): 98-101.
- [42] Xie, F., Zhao, B., Cui, Y., Ma, X., Li, D. and Yue, X. (2021) Enhancing Nitrogen Removal Performance of Anammox Process after Short-Term pH and Temperature Shocks by Coupling with Iron-Carbon Micro-Electrolysis. *Journal of Cleaner Production*, **289**, Article 125753. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125753>
- [43] 蒋霞, 杨智迪, 徐岗, 等. 印染废水的铁炭微电解预处理工艺[J]. 印染, 2015, 41(19): 38-41.
- [44] Yao, Q., Huang, C., Wang, M., Xiong, L. and Chen, X. (2020) Treatment of Water Hyacinth Anaerobic Fermentation

---

Wastewater by Combining Fe-C Micro-Electrolysis with Fenton Reaction. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **8**, Article 104157. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104157>

- [45] 崔瑜旗, 冉刚, 唐一鸣, 等. 铁炭微电解-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 耦合体系处理聚合物钻井废水的特性研究[J]. 广东化工, 2019, 46(6): 1-5.