

硫化染料废水处理技术的研究进展

聂发辉, 刘荣荣*, 周永新, 刘占孟

(华东交通大学土木建筑学院, 江西 南昌 330013)

摘要: 综述了混凝沉淀法、吸附法、膜分离法、生物法、高级氧化法中各种国外的新材料、新工艺对硫化染料废水处理的研究进展, 对各种处理方法的适用范围、影响因素、优势及不足着重分析, 并对该类废水的工业处理中工艺的优化及降低运行成本进行了展望。

关键词: 硫化染料; 染料废水; 物化处理; 生物处理; 脱色

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2015)12-0024-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2015.12.007

Research progress of treatment technologies for sulfur dyes wastewater

NIE Fa-hui, LIU Rong-rong*, ZHOU Yong-xin, LIU Zhan-meng

(School of Civil Engineering and Architecture, East China Jiao Tong University, Nanchang 330013, China)

Abstract: The research progress of new materials and new technologies abroad used in treatment of sulfur dyes wastewater is introduced, including coagulating sedimentation, adsorption, membrane separation, biological methods and advanced oxidation processes. The application scope of various treatment methods, influencing factors, the advantages and disadvantages are analyzed. The process optimization and operating cost reduction for the industrial treatment of wastewater are also prospected.

Key words: sulfur dyes; dyes wastewater; physico-chemical treatment; biological treatment; decolorization

硫化染料由于低廉的成本广泛应用于纺织纤维材料及其共混纤维素纤维与合成纤维的染色。研究表明, 硫化染料占纤维素纤维的染色染料一半以上, 其中约 80% 是黑色的硫化染料。其主要原料为苯系、萘系、苯胺、联苯胺、偶氮苯、萘系和蒽醌类化合物, 这些物质具有稳定的复杂芳香分子结构, 很难以生物降解。硫化钠是一种传统的廉价的还原剂, 广泛用于硫化染料, 10% ~ 40% 的硫化染料在染色过程中会丢失在废水中, 产生的废水含有高浓度硫化物和硫代硫酸钠等有毒物质。在缺氧环境中, 硫化染料分子会裂解为致癌、致畸和致突变的有机物(如芳香胺、硫化氢、重铬酸钾和二氧化硫等), 给环境带来严重污染^[1]。

硫化染料废水具有色度高、溶解氧低、悬浮物高、可生物降解性差、含有一定量重金属及盐分、难降解有机污染物含量高、pH 变化大和较高的 COD(化学需氧量)等特点^[2]。该类废水一直是国内外处理的难题, 采用常规的方法很难对毒性的污染物加以降解和控制, 本文中介绍了物化、生物处理技术中混凝沉淀法、吸附法、膜分离法、电化学法、生物处理法和高级氧化法处理硫化染料废水的研究进展, 为染料废水的综合治理提供技术指导。

1 混凝沉淀法

混凝不仅能去除硫化染料废水的色度, 还能不同程度地降低废水中的 COD。投加混凝剂能降低颗粒的表面 Zeta 电位, 使颗粒间交联在一起形成絮状聚集体, 从而达到共沉。

Shuang 等^[3]采用一种新型助凝剂浒苔多糖(EP)作为处理染料废水, 对混凝剂的性能和絮状物特性进行了研究。结果表明, 当 EP 与氯化铝(AC)组合使用时, 在最佳 pH 为 6.0 ~ 8.0 时, 脱色效果明显改善, AC-EP 作为絮凝剂产生的絮凝体增长速率及平均尺寸均高于 EP 在相对稳定环境下, 絮状物大小分布在一个更广的范围。

为了寻找高效、环保可以部分替代常规带有毒性的聚氯化铝(PAC)的絮凝剂, Yuan 等^[4]从阿勃勒属的种子中提取树胶作为新型的絮凝剂, 对染料蓝 19(RB19)、黑 5(RB5)达到脱色的目的进行了研究。结果表明, 在最佳 pH 为 10, 对 RB19 和 RB5 的去除分别高达 62.0% 和 55.7%, 当采用低剂量的树胶(80、120 mg/L)和 PAC(132 mg/L)进行组合使用, 其对 RB19 和 RB5 的去除均不低于 92%, 有效地减少了无机絮凝剂 PAC 的投加剂量。Hongyan

收稿日期: 2015-05-28; 修回日期: 2015-10-04

基金项目: 国家自然科学基金(51168031); 江西省自然科学基金(20114BAB213020)

作者简介: 聂发辉(1977-), 男, 博士, 副教授, 研究方向为城市面源污染控制, wynfnh@yahoo.com.cn; 刘荣荣(1990-), 男, 硕士生, 通讯联系人, 291558320@qq.com。

等^[5]采用造纸污泥合成的有机聚合物絮凝剂(LA)和废酸洗液合成的聚合氯化铁(PFC)作为混凝剂,将散黄和活性蓝作为模拟污染物,研究表明,PFC对脱色效果显著,LA对絮状物的再生发挥了电性中和及吸附架桥的作用,增加LA的投加量提高了絮状物的可再生性。

2 吸附法

吸附法是处理硫化染料废水的一种费用经济、技术可行的处理方法,吸附材料可分为无机材料和有机材料。无机材料具有较高的机械强度、较好的化学稳定性、大的比表面积和耐微生物降解的优点,有机吸附材料显著的特点是可以进行再生重复使用处理染料废水,目前采用农业废弃物处理硫化染料废水已取得不错的成效,是一种以废治废、废物综合利用的新处理方式。

研究发现,膨润土、泥炭、钢铁厂炉渣、粉煤灰、黏土、壳聚糖、石墨烯、硅胶、沸石和二氧化硅等具有不错的脱色效果。石墨烯作为吸附剂处理染料废水,具有操作简单,降解废水中的污染物的同时能回收染料废水能源,在染料废水中石墨烯表面吸附亚甲基蓝形成的亚甲基蓝-石墨烯的比容量高达185 F/g,其比容量是纯石墨烯的4倍^[6]。相比于人工合成纤维素,壳聚糖氮含量高,表现出很好的阳离子吸附能力,其吸附性能与其物理结构如结晶度、表面积、孔隙率、颗粒类型、颗粒尺寸和含水率等相关。

在硫化染料废水的吸附过程中,污染物的去除效果与吸附剂类型、溶液pH、溶液离子强度、温度、接触时间、吸附剂的投加量及存在竞争吸附的有机或无机配位体等相关。采用阴离子的酸性红138(AR138)废水对高氟化钙进行预处理能提高氟化钙对阳离子染料废水吸附容量,是一种以废治废的处理方式。Danhua等^[7]采用浓缩的AR138的染料废水作为AR138的来源,制备纳米CaF₂/AR138(CFAR)吸附剂,其对甲基蓝、乙基紫吸附量高达370.4、131.6 mg/L。

由于硫化染料废水中染料多为阳离子,因此采用阴离子离子交换树脂进行处理能形成大的复合物絮凝体,通过过滤达到分离。Fan等^[8]采用磁性阴离子交换树脂(NDMP)去除硫化印染废水二级处理出水(DBE)的溶解性有机物(DOM),NDMP对溶解有机碳(DOC)吸附性能与颗粒活性炭(PAC)进行比较,在接触时间为20 min,NDMP对DBES中DOC

的去除比PAC高15%,去除率高达60%。此外,采用甜菜碱改性的阳离子纤维素能增加吸附官能团酯基的数目,提高阳离子纤维素对染料废水中活性红24和活性红195的吸附性能^[9]。

3 膜分离法

膜分离技术微滤(MF)、超滤(UF)、纳滤(NF)和反渗透(RO)已广泛应用于硫化染料废水中胶剂的去除。用于硫化染料废水处理的膜必须具有较好的强度、化学性和热稳定性,保证膜能承受pH、温度在较宽范围内变化而受到破坏。

3.1 微滤、超滤和纳滤

由于MF的孔径略大于染料分子的尺寸,MF对废水处理效果往往不理想,在膜处理中往往作为预处理或与混凝剂组合使用。由于染料废水含有染料分子、印染助剂、脂类和盐等物质容易造成膜堵塞和污染,因而采用纳滤-超滤技术能有效地减少膜堵塞和污染的发生。

UF作为预处理可以提高后续NF工艺的渗透通量(高达50%),但是由于染料废水二级处理的出水含有较多的疏水性杂质,容易导致UF/NF膜的流动速率减少和造成膜污染。从纳滤膜中加入亲水性聚合物(如聚偏氟乙烯、聚乙二醇和聚乙烯醇等)可以有效地防止染料分子对膜的不可逆污染。Runlin等^[10]采用相转化法制备带正电的芳醚砜酮(QAPPESK)NF膜。研究NF膜对废水中硫化黑B的去除效果。结果表明,在膜通量为14.5 L/(m²·h)下,染料的去除率高达92.3%。此外一些尝试使用新的超滤膜如陶瓷超滤膜已取得不错的成效,其具有较好的机械强度、冲洗能力和废水处理效果。

3.2 反渗透

反渗透去除可溶解物质的范围很广,能去除相对分子质量大于300的污染物物质,渗透膜处理相对分子质量为100~300的污染物的去除率不低于90%。硫化染料废水的污染物多为大分子有机化合物,相对分子质量均大于1000,因此反渗透膜是处理染料废水的一种技术可行的方法。Mohammad等^[11]采用反渗透膜处理硫化染料废水,选取酸性红、活性黑和活性蓝染料作为模拟污染物。结果发现,在染料质量浓度为65 mg/L,温度为39℃,膜操作压力为0.8 MPa的最佳条件下,酸性红、活性黑和活性蓝染料的去除率分别为97.2%、99.58%和99.9%。

反渗透膜往往存在浓差极大、膜污染等问题,容易导致反渗透膜的渗透通量下降。同时反渗透膜的处理成本较高、能耗较大、运行不稳定、膜运行一段时间需频繁更换、长期受压会受损等不足阻碍了其工业化应用。

4 生物法

4.1 微生物法

微生物法对硫化染料废水的脱色效果显著,其生物降解机理为:通过离子键、疏水基和共价键作用,染料分子与细胞表面进行结合,从而进入细胞内,在酶的作用下改变染料分子的氧化还原特性,分解酶将其进一步分解,最终把分解产物排出细胞。参与分解的酶主要有木质素修饰酶、漆酶、锰过氧化物酶和木质素过氧化物酶等。目前,在染料废水处理中表现出较好的去除效果的微生物有细菌、真菌和酵母菌。

许多细菌如短芽孢杆菌属、链霉菌、肺炎杆菌、醋杆菌液化和假单胞菌等能有效地降解废水中的各种染料。乳酸菌是细菌中对染料废水去除效果好、费用经济的典型代表,其作用机理以生物吸附为主。Emine 等^[12]采用乳酸菌 12 和鼠李糖乳杆菌处理硫化染料废水,在生物量质量浓度为 10 g/L,溶液的初始 pH 为 3,温度为 20℃ 的最佳条件下,乳酸菌 12、鼠李糖乳杆菌对染料去除率分别为 60%、80%。

真菌脱色的效率取决于它的生长状态,生长状态与染料废水的特点、废水中染料的浓度、温度、pH、毒性和营养物质等密切相关,其以生物降解为主,去除机制涉及胞内氧化酶的氧化和胞外的生物吸附。生物降解的方式有厌氧、好氧和厌氧-好氧联合,氧的浓度对不同类型的生物活性造成一定的影响,主要表现为增加氧的浓度会抑制偶氮还原酶活性。目前具有处理效果的真菌有黑曲霉、根根霉、米根霉、白腐菌等。Ogugbue 等^[13]研究发现,染料废水染料的降解率与染料分子上细菌群落、微生物数量和纯化酶的变化密切相关,在 pH 和温度分别为 7~8 和 20~35℃ 的最佳条件下,经过 18 h 的处理,染料的质量浓度降至 100 mg/L 以下,通过添加酵母膏能增加染料去除率,12 h 内脱色高达 100%。

4.2 生物反应器

常用于染料废水处理的生物反应器有旋转鼓、填充床、流化床和生物膜反应器等。微生物是生物反应器的核心,其群落、数量和活性直接影响生物反

应器对染料废水的处理性能。由于固定式生物反应器中的微生物能长期保持较好生物活性和能长期运行,因而在染料废水处理中大部分生物反应器都采用固定式。

下流式-悬挂生物载体反应器是一种高效的生物反应器,具有反应器紧凑,有机物负荷高,能长时间保持较高的生物量,反应系统长时间不用冲洗也不会发生堵塞等优点。Tawfik 等^[14]采用下流式-悬挂海绵反应器处理硫化染料废水,在最佳水力停留时间和有机负荷条件下,投加少量的阳离子聚合物,能显著提高 COD 和色素去除率。Xingzu 等^[15]采用接种光合生物膜的旋转式接触反应器 (PRBC) 处理高浓度硫化染料废水。结果发现,光照时间为 12 h/d 时,PRBC 对色素、COD、硫化物的去除率分别为 90.3%、93.9%、67%。

5 高级氧化

高级氧化技术 (AOP) 克服了常规化学氧化法在硫化染料废水中色度和 COD 去除率效率低下的问题。目前高级氧化技术主要有电化学氧化法、类 Fenton 氧化法、光催化氧化法等。

5.1 电化学氧化法

电化学氧化是一种有效处理方法,可作为硫化染料废水的预处理,其氧化降解硫化染料废水污染物是通过电解氧化、电解还原和微电解等作用产生超氧自由基·OH、·O₂、H₂O₂ 来实现的。Chen 等^[16]采用 Ti/PbO₂ 作为阳极的电化学反应器和 Fenton 法分别处理实际染料废水,对 2 种处理方法的处理效果进行了对比。结果发现,电化学反应器在处理过程中电流效率高达 62%,其处理效果好于 Fenton 法,经过 90 min 处理,COD 和色度的去除率分别为 25% 和 95%。电化学与 Fenton 的组合使用能改善废水的生物可降解性,提高染料废水的去除效果。Ghanbari 等^[17]采用电絮凝 (EC)、电化学-芬顿 (ECF)、电-芬顿 (EF) 和过氧化物-絮凝 (PC) 等铁基电化学工艺处理实际印染废水。结果表明,在最佳条件下,能耗和铁耗最高的工艺分别为 EF 和 PC,基于 Fenton 法 (ECF、EF 和 PC) 的电化学体系能将 BOD₅/COD 比值从 0.137 增强到 0.3 以上。

在电-Fenton 体系中电流密度对有机污染物具有较大的影响,施加的电流为氧的还原提供驱动力,从而在阴极产生过氧化氢,一般施加电流越大产生的过氧化氢的数量就越多,从而增加在废水中的羟

基自由基的数量,提高有机污染物的降解能力。

5.2 类 Fenton 氧化法

芬顿反应通常是在酸性介质中进行,其最适 pH 为 3 左右。在传统 Fenton 法中,较高 pH 下铁物质会沉淀为氢氧化铁,而在较低 pH 溶液中过氧化氢会促使铁物质形成稳定的配合物,这 2 种情况都会导致催化剂的失活,降低废水中污染物的氧化处理效率。类 Fenton 是将 Fenton 与光电效应、微波及絮凝等技术结合的一种新型 Fenton 技术,克服了常规 Fenton 法 H_2O_2 使用量大、处理成本高及氧化效率低等问题。

采用光-Fenton 作为硫化染料废水作为预处理,能提高废水的可生物降解性。草酸铁体系诱导光-Fenton 处理废水效果显著,经过 32.4 mmol/L 过氧化氢及 5.7 kJ/L 的处理,废水中污染物矿化率高达 73%^[18]。最新采用的 SBR-Fenton 组合工艺处理高浓度偶氮染料(酸性红 18),无需外部投加碳源条件下,其脱色、COD 去除率分别为 99%、90%^[19]。

微波辐射增强电-芬顿(MW-EF)能显著提高电-芬顿的处理效果。其协同作用主要表现为微波辐射能将阴极和阳极表面进行激活,在阴极,微波加速了电芬顿氧化体系中 $Fe(III)/Fe(II)$ 的氧化还原循环,产生 $Fe(II)$ 的同时促进电子的传导速率,加速了阴极 O_2 生成过氧化氢的质量;在阳极,微波能减弱电极表面中间体的阻碍作用,有利于电极表面上形成更多的 $\cdot OH$ 活性位点。因此,在 MW-EF 体系中产生 $\cdot OH$ 的浓度是传统的 EF 法的 2.3 倍,其矿化的电流效率是传统的 EF 法的 3.2 倍^[20]。

5.3 光催化氧化法

在光催化反应体系中,光催化的起始速率和电子-空穴的形成在很大程度上取决于光的强度,在一定范围内,光催化效率随催化剂负载量增加而增加,随着催化剂负载量继续增加,由于光散射、筛选(导致光照强度分布不均匀)和催化剂颗粒间的集聚作用导致催化剂表面对光的吸收减弱,从而降低了催化效率,虽然增加催化剂的负载量能增加溶液中活性位点数量,但活性点易被光渗透而遭到破坏。

二氧化钛作为一种传统的光催化氧化催化剂,其光催化活性与比表面积、晶体的组分、孔隙率、粒度大小及表面羟基的数量等密切相关。Chong 等^[21]采用二氧化钛光催化处理实际活性黑 5(RB5)染料废水,在二氧化钛投加量为 0.1 g/L,溶液 pH

为 5 的最佳条件下,初始质量浓度为 1 mg/L 的 RB5,经过 150 min 处理,RB5 和 COD 的去除率分别为 97% 和 54%。在二氧化钛中加入掺杂剂如 CuO 、 PbO_2 等能改变二氧化钛表面的电子状态,其价带和导带发生位移,达到增加电子-空穴对的复合和降低二氧化钛的带隙能,从而提高催化剂的光催化活性。Hao 等^[22]在 TiO_2 掺杂 PbO_2 作为催化剂处理硫化染料废水,结果发现,掺入 PbO_2 量为 5 g/L 时,脱色效果由 66.4% 提高到 99.6%。

一些新型材料催化剂如纳米 NiO 、 $BiVO_4$ /RGO、 $AgBr-Ag_3PO_4$ /MWCNTs、 Ag_3PO_4 十二面体及活性炭承载的氧化锆纳米粒子(ZrSAC)、铁掺杂氧化锌(Fe/ZnO)等具有较好的半导体性能和较高的催化活性,在硫化染料废水的光催化降解已取得不错的成效。Danwittayakul 等^[23]采用多孔陶瓷载体制备氧化锌/氧化锌锡(ZnO/ZTO)纳米复合材料作为催化剂处理硫化染料废水,其光催化降解率和 COD 去除率分别为 50% 和 77%。

光催化与膜分离耦合(MPR 工艺)能提高催化剂的氧化降解效率,四氟乙烯是 MPR 工艺使用最广泛的膜材料,该膜能减弱催化剂的沉降速率使其保持悬浮,回收重复使用的催化剂仍具有较好的光催化活性^[24]。

光催化燃料电池(PFC)可以将硫化染料废水中有机污染物作为燃料,把储存在废水中的化学能转化为电能,同时实现污染物降解,该系统产生的电能可以适当的处理方式加以利用,相比于单一光催化法 PFC 具有很强的降解有机污染物的能力。光电阳极、阴极材料是影响 PFC 处理硫化染料废水污染物的处理效果的核心部位,目前使用的光电阳极材料主要有 TiO_2 纳米管、纳米孔 WO_3/W 、 $CdS-TiO_2$ 、 $BiOCl/Ti$ 等,光电阳极材料主要有 Cu_2O/Cu 和 Pt 。水-薄膜转盘光催化燃料电池(RDPFC)在硫化染料废水处理过程中能保持稳定电流强度、较高的 COD 去除率及产生一定量的氢气,对于 300 mg/L 活性艳红 X-3B 和 100 mg/L 罗丹明 B 染料废水,其产生的氢气体积分别为 26.2、27.9 mL^[25]。

6 总结

各种处理技术处理“高浓度、有毒害、难降解”的硫化染料废水已取得一定成效,其优势和存在问题如表 1 所示。

表 1 硫化染料废水的各种处理技术及工艺特点

处理技术	工艺	优势	存在问题
混凝沉淀法		絮凝效果好,构造简单,操作方便,浊度和色度去除率高,适用温度范围广泛	化学药剂投加大,增加了处理费用,污泥产量高,可以造成二次污染
吸附法		投资少、周期短,吸附剂改性能提高吸附容量,再生能使吸附剂重复使用,农业废弃物可资源利用,占地面积小	处理水量小,吸附剂再生性差,其吸附容量有待提高
膜分离法		效率高,能耗低,操作简单,脱色效果显著,污泥产量低	易造成膜堵塞和污染,需要进行膜再生或反冲洗,费用较高
生物处理法	微生物处理	费用经济,BOD、COD 和色度去除率较高	处理时间长,处理水量少,适应性差,抗冲击负荷差
	生物反应器	操作简单,运行稳定,提供较好的氧环境,浊度和 COD 去除率高,处理水量大	微生物驯化和接种易受环境影响,影响反应器处理效果
高级氧化法	类 Fenton 氧化法	操作简单,对设备要求低,反应条件温和,COD 和色度去除率较高,能氧化大部分可溶性染料	H ₂ O ₂ 用量大,处理成本高,适用 pH 范围小(pH < 3),能耗高,高浓度染料废水处理效果有限,产生污泥
	电化学法	不用投加氧化剂,处理时间短,易控制,化学药品消耗小,色度、COD 和 TSS 去除率高,无毒性的中间产物产生,污泥产量少,不会造成二次污染	初始投资费用高,能耗大,处理水量有限、电极工作效率有待提高,电极材料要求高
	光催化氧化法	节约能源,染料脱色范围广,使用改性、复合的催化剂大大提高光催化活性,利用光催化氧化燃料电池实现光催化降解与产电共生,对废水中污染物的化学能进行资源综合利用	高浓度废水处理效果不理想,处理效果受光强度影响,催化剂制备工艺烦琐,电极材料要求高,低浓度废水处理效果差,处理水量小,催化剂不能回收重复使用

7 展望

在工业化硫化染料废水的处理过程中最突出的问题是通过何种方式氧化降解废水效果好、费用经济。对于各种技术存在的问题,可以通过以下几个方面加强研究。

(1)生物法具有费用经济、降解效率低等特点,而高级氧化技术是一种氧化降解效率高、成本不经济的处理技术,将生物技术与高级氧化技术进行组合,对工艺进行优化,既能降解硫化染料废水中的难降解污染物,又能提高废水的可生化性,用于后续废水的生化处理达到降低处理成本的目的,为生物技术的工业应用提供广阔的发展前景。

(2)大部分现有的吸附剂吸附为选择性吸附,其对某类污染物表现出较好的吸附效果,而工业硫化染料废水含有多种污染物质,因此加强复合高效的吸附剂的开发是很有必要的。此外,增加吸附材料的循环使用次数,通过适当的处理方法对价格低廉废弃物吸附剂进行改性,提高吸附剂对硫化染料的单位吸附容量,从而降低硫化染料废水的处理成本。

(3)电化学法往往存在能耗大、处理成本高等不足,今后的研究方向可以从电解槽结构入手,对槽

身结构进行优化,开发新型的电极材料提高电流效率和催化活性,实现电化学反应器对硫化染料废水高效率降解、低成本运行。

(4)制备出催化活性高、生产成本低的新型、复合催化剂,对光催化反应器的结构进行优化,实现催化剂的回收重复使用次数;同时加大新型电极材料的研究,提高光催化氧化对废水中难降解有机物的矿化作用。

(5)随着染料工业的快速发展,造成大量的废水排放导致我国水资源状况日益严峻,采用适当截留措施,从源头进行控制保护现有水资源,对净化的污水资源加以回收循环利用是保护水资源和降低处理费用的一种有效的处理方式。

目前,大多数处理技术对硫化染料废水处理的研究往往采用单一组分的难降解染料废水及模拟染料废水,缺乏对组分复杂的实际硫化染料废水的实用性研究,研究成果到实际应用存在较大的差距。因此研发出工艺先进的处理设备,并将其设备在实际硫化染料废水处理过程中参数进行优化,最终实现工艺设备工业化应用。

参考文献

- [1] Li P, Zheng T, Wang Q, et al. Treatment of real high-concentration

- dyeing wastewater using a coagulation-hydrolysis acidification-multiple level contact oxidation system[J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2015, 34(2): 339–345.
- [2] Dong B, Chen H, Yang Y, *et al.* Treatment of printing and dyeing wastewater using MBBR followed by membrane separation process [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 52(22/23/24): 4562–4567.
- [3] Shuang Z, Baoyu G, Qinyan Y, *et al.* Study of enteromorpha polysaccharides as a new-style coagulant aid in dye wastewater treatment [J]. *Carbohydrate Polymers*, 2014, 103(3): 179–186.
- [4] Yuan S P, Manh H B. The feasibility of Cassia fistula gum with polyaluminum chloride for the decolorization of reactive dyeing wastewater[J]. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 2015, 80(1): 115–125.
- [5] Hongyan R, Baoyu G, Ruihua Li, *et al.* Effect of dose methods of a synthetic organic polymer and PFC on floc properties in dyeing wastewater coagulation process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 243(4): 169–175.
- [6] Lishuang F, Naiqing Z, Kening S. Recovering energy from dye wastewater for a new kind of superior supercapacitor material[J]. *RSC Advances*, 2014, 41(4): 21419–21424.
- [7] Danhua Z, Xiaojun L, Zhaoxia D, *et al.* Preparation of highly effective hybrid adsorbent by anionic dye wastewater and its use in cationic dye wastewater [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2014, 140(2): 1–6.
- [8] Fan J, Li H, Shuang C, *et al.* Dissolved organic matter removal using magnetic anion exchange resin treatment on biological effluent of textile dyeing wastewater [J]. *J Environ Sci (China)*, 2014, 26(8): 1567–1574.
- [9] Wei M, Shumin Y, Mei M, *et al.* Preparation of betaine-modified cationic cellulose and its application in the treatment of reactive dye wastewater [J]. *Journal of Applied Polymer Science*, 2014, 131(15): 522–530.
- [10] Runlin H, Shouhai Z, Weiyang Z, *et al.* Treating sulfur black dye wastewater with quaternized poly(phthalazine ether sulfone ketone) nanofiltration membranes [J]. *Separation and Purification Technology*, 2009, 67(1): 26–30.
- [11] Mohammad F A, Mumtaz A Z, Abeer M A. Experimental study of dye removal from industrial wastewater by membrane technologies of reverse osmosis and nanofiltration [J]. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 2012, 9(28): 3787–3788.
- [12] Emine S, Ozgur C. Treatment of textile dyeing wastewater by biomass of lactobacillus; Lactobacillus 12 and lactobacillus rhamnosus [J]. *Environmental Science And Pollution Research International*, 2013, 20(3): 1556–1564.
- [13] Ogunbue C J, Sawidis T. Optimisation of process parameters for bioreduction of azo dyes using bacillus firmus under batch anaerobic condition [J]. *International Journal of Environmental Studies*, 2011, 68(5): 651–665.
- [14] Tawfik A, Zaki D F, Zahran M K. Degradation of reactive dyes wastewater supplemented with cationic polymer (Organo Pol.) in a down flow hanging sponge (DHS) system [J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2014, 20(4): 2059–2065.
- [15] Xingzu W, Xiang C, Dezhi S, *et al.* Simultaneous nutrient and carbon removal from azo dye wastewater using a photorotating biological contactor reactor [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2014, 89(10): 1545–1552.
- [16] Chen F, Yang C, Wang J. A comparison of electrolysis and Fenton reaction pretreatment methods for dye wastewater [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 52(22): 4547–4552.
- [17] Ghanbari F, Moradi M. A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton, electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater; Electrical energy consumption and biodegradability improvement [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2014, 3(1): 499–506.
- [18] Soares P A, Batalha M, Souza S M A G U, *et al.* Enhancement of a solar photo-Fenton reaction with ferric-organic ligands for the treatment of acrylic-textile dyeing wastewater [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 152: 120–131.
- [19] Azizi A, Moghaddam M R A, Maknoon R, *et al.* Innovative combined technique for high concentration of azo dye AR18 wastewater treatment using modified SBR and enhanced Fenton process as post treatment [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2015, 95: 255–264.
- [20] Wang Y, Zhao H, Gao J, *et al.* Rapid mineralization of azo-dye wastewater by microwave synergistic electro-Fenton oxidation process [J]. *The Journal of Physical Chemistry C*, 2012, 116(13): 7457–7463.
- [21] Chong M N, Cho Y J, Poh P E, *et al.* Evaluation of titanium dioxide photocatalytic technology for the treatment of reactive Black 5 dye in synthetic and real greywater effluents [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2015, 89: 196–202.
- [22] Hao X, Qian Z, Wei Y, *et al.* Preparation and characterization of PbO₂ electrodes doped with TiO₂ and Its degradation effect on azo dye wastewater [J]. *International Journal of Electrochemical Science*, 2013, 8(4): 5382–5395.
- [23] Danwittayakul S, Jaisai M, Dutta J. Efficient solar photocatalytic degradation of textile wastewater using ZnO/ZTO composites [J]. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2015, 163: 1–8.
- [24] Ou W, Zhang G, Yuan X, *et al.* Experimental study on coupling photocatalytic oxidation process and membrane separation for the reuse of dye wastewater [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2015, 6: 120–128.
- [25] Tang T, Li K, Ying D, *et al.* High efficient aqueous-film rotating disk photocatalytic fuel cell (RDPFC) with triple functions: Cogeneration of hydrogen and electricity with dye degradation [J]. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2014, 39(19): 10258–10266. ■