

DOI:10.16799/j.cnki.esdqyfh.2023.03.060

果园种植面源污染电混凝去除的关键设计及PAM强化

李婷¹, 孙辉², 孔庆刚¹, 左晓俊², 王涛³, 李阳²

(1.南京信息工程大学化学与材料学院,江苏南京210044;2.南京信息工程大学环境科学与工程学院,江苏南京210044;
3.无锡学院环境工程学院,江苏无锡214105)

摘要:针对果园种植面源污染电混凝去除尚不明确的问题,以果园种植面源常规污染物为研究对象,考察电混凝关键设计,分析pH和电导率的影响,并探讨聚丙烯酰胺(PAM)的强化条件。结果表明:电压为10V(2.5mA/cm²),电极间距为1cm时,电混凝处理性能达到最佳,其中总悬浮颗粒物(TSS)、硝氮(NO₃⁻-N)、氨氮(NH₃-N)、总氮(TN)和总磷(TP)的去除率分别为70.6%、30.4%、78.4%、23.7%和92.1%;酸性(pH=5)和碱性(pH=9)条件均不利于这些污染物去除;电导率的增大有利于NH₃-N去除,但不利于其它污染物去除;当PAM投加量为0.5mg/L、沉淀时间为5min时,其强化效果最明显,对TSS、NH₃-N和TP去除均有强化,去除率增幅分别为39.1%、10.3%和7.5%,但对NO₃⁻-N和TN去除有一定的抑制。该研究结果可为电混凝预处理果园种植面源污染提供理论和数据参考。

关键词:果园种植面源;总悬浮颗粒物;氮磷;电混凝;聚丙烯酰胺

中图分类号: S66

文献标志码: B

文章编号: 1009-7716(2023)03-0240-05

0 引言

近年来,果园种植造成的水环境问题日益受到关注,其污染物以总悬浮颗粒物(TSS)、氮(N)和磷(P)为主^[1-3]。当前,以物理沉淀、过滤为主的控制技术往往受水力负荷等因素的影响,存在见效慢、去除效果差等问题^[4-7],迫切需要一种更为有效的控制技术。

电混凝作为一种电化学处理工艺,具有形成混凝剂速度快、水力停留时间短、沉淀效果好等优点,在污水预处理方面表现突出,适用于TSS、N、P、有机物等的去除^[8-14]。并能与其他工艺耦合处理污水,是一项很有发展前景的水处理技术^[15-16]。Berkani^[17]等的研究表明电混凝在电流密度为100A/m²、pH7、电解180min时,硝氮(NO₃⁻-N)去除率达到93%。Abdel等^[18]采用水平取向蛇形铝管为阳极的间歇式电混凝处理工艺,发现电解100min即可完全去除水中的NO₃⁻-N,在最佳条件下60min即可达到80%以上的去除率。孟锋等^[19]发现铝阳极电混凝在电压为20V、通电时间为40min时,NH₃-N去除率达到82.7%,TP的去除率达到92.5%。可见,电压和电极间距是电混凝工艺的两个主要关键因素,对污染物去除具有决定性作用。然而,果园种植面源受制

于降雨间隙和不确定性,导致其水质水量变化大^[20],进一步对果园种植径流电混凝处理提出挑战,然而当前尚缺乏关键设计等相关数据支持。此外,采用电混凝处理易产生不可沉浮渣^[21],而通过投加PAM已被证明能提高电混凝处理时固液分离效率,强化其性能^[22-23]。

因此,该项研究以果园种植面源常规污染物为研究对象,考察电混凝关键设计,分析pH和电导率的影响,并探讨聚丙烯酰胺(PAM)的强化条件,旨在为果园种植面源污染的电混凝处理提供理论和数据参考。

1 材料与方法

1.1 模拟用水

根据此前对太湖流域果园种植面源氮磷输出强度的研究结果^[20],确定该项研究中模拟用水各污染物的初始浓度。取表层土壤与自来水混合模拟实际果园种植面源径流污染负荷。其中,表层土取自南京信息工程大学校园内。每次配水时,将水样充分混合搅拌。搅拌10min后,静置2.5h,静置完成后,取上层水样作为模拟用水。模拟用水TSS的初始浓度为130mg/L。添加NaNO₃作为硝氮源,NH₄Cl作为氨氮源,初始浓度均调节为2.5mg/L。采用0.1mol/LH₂SO₄和0.1mol/LNaOH对初始pH进行调节,利用NaCl调节模拟用水的初始电导率。

收稿日期:2022-05-20

作者简介:李婷(1997—),女,硕士,研究方向为水污染控制技术与原理。

1.2 试验装置

试验装置如图1所示。试验前用去离子水清洗铝电极表面,并用砂纸对极板表面充分擦拭至光亮,以清除铝电极表面的氧化膜,降低电极钝化的影响。电混凝试验结束后,立即用去离子水对电极表面进行冲洗,并用0.1 mol/L的HCl冲洗电极表面,以去除电混凝反应后电极表面的絮体残留和氧化膜。

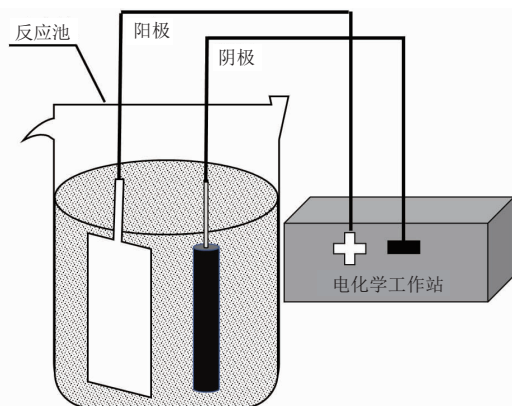


图1 电混凝试验装置

1.3 试验设计

每次试验取配制好的模拟用水400 mL置于50 mL烧杯中,将预处理好的电极放入反应池中,接通电源,进行电混凝试验。电混凝完成后断开电源,取出电极板,将溶液静置30 min,取上清液测试水质指标。每组试验均设置三次平行试验。

1.3.1 关键设计试验

电压试验:采用4个电压值,分别为1 V、2 V、5 V和10 V。其他参数:电极间距为1 cm,pH为7,电导率为400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

电极间距试验:采用3个电极间距,分别为1 cm、2 cm和3 cm。取上述的最佳反应电压为试验条件,其他条件保持不变。

1.3.2 水质影响试验

pH影响试验:采用3个pH值,分别为5、7和9。电压和电极间距取1.3.1节中的最佳反应参数,电导率为400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

电导率影响试验:采用3个电导率,分别为400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 和800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。取上述的最佳反应pH为试验条件,电压和电极间距取1.3.1节中的最佳反应参数。

1.3.3 PAM强化试验

投加量试验:配制质量分数为1‰的PAM(阴离子型)。在最佳关键设计和水质影响条件下进行电混凝试验。试验结束后,分别按0.5 mg/L、1 mg/L、1.5 mg/L、2 mg/L和2.5 mg/L的浓度加入1‰的PAM,搅拌

1 min,沉淀5 min后,取上清液测试水质指标。

沉淀时间试验:在最佳关键设计和水质影响条件下进行电混凝试验。试验结束后,取上述PAM最佳投加量为试验条件,搅拌1 min,将溶液分别沉淀1 min、2 min、3 min、4 min、5 min和6 min,取上清液测试水质指标。

1.4 测试分析方法

TSS采用重量法(GB11901—89)进行测定, NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN和TP的测定方法分别为紫外分光光度法(HJ/T 346—2007)、纳氏试剂分光光度法(HJ-535—2009)、碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ636—2012)和钼酸铵分光光度法(GB11893—89)。其中,在测定水质 NO_3^- -N时,用0.45 μm 水系滤膜过滤水样以消除悬浮颗粒物对测试结果的影响。

2 结果与讨论

2.1 关键设计

2.1.1 电压

电压是影响电化学性能的关键参数之一,不同的电压直接影响反应过程中的电流密度,也直接决定了反应过程中金属离子的溶出量和溶出速度,以及阴极产生氢气气泡的速率,进而影响混凝剂的产生^[7](见图2)。

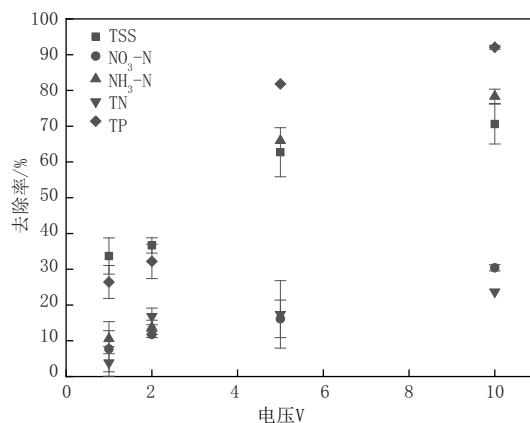


图2 电压对电混凝去除效果的影响图示

由图2可知,当电压为1 V时,各项污染物的去除率均较低,TSS、 NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN和TP的去除率分别为33.7%、7.7%、13.8%、3.9%和26.4%。电压上升至2 V时,各项污染物的去除率变化不明显,去除率分别提高了3%、4.1%、3.2%、12.9%和5.8%。当电压增大至5 V和10 V时,电混凝去除效果大幅提升。其中,随着电压的升高,TSS、 NH_3 -N和TP去除率的提升最为显著。电压为5 V时,TSS、 NH_3 -N和

TP 的去除率分别达到 67.3%、66%和 81.8%。 NO_3^- -N 和 TN 的去除率为 16.1%和 17.4%。电压为 10 V 时, TSS、 NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN 和 TP 的去除率分别达到 70.6%、30.4%、78.4%、23.7%和 92.1%。电压越高,电混凝对各污染物的去除效果就越好,该结果与 Abdel^[18]和孟锋^[19]的研究发现一致。水中带负电荷的 TSS 能够吸附 NH_3 -N, 而电解产生的金属混凝剂通过压缩双电层、吸附电中和等作用使 TSS 失稳,经过网捕卷扫形成较大的絮体,从而去除 TSS 和 NH_3 -N^[8];另一方面,增大电压将增加混凝剂产量、氢气气泡产生率,增强电化学氧化还原作用,氢气气泡可改善溶液混合和传质。

2.1.2 电极间距

电极间距对电混凝的处理效果具有重要影响(见图 3)。较短的电极间距使电极间的溶液流通性变差,抑制了电极之间的离子扩散,降低混凝效率。反之,随着电极距离的增加,铝离子产生速率减慢,阴阳极之间的电子传输距离增大。此外,电极电压梯度与电极距离之间存在线性关系,电阻和电压随着电极距离的增加而增加,导致更高的能耗^[24-25]。

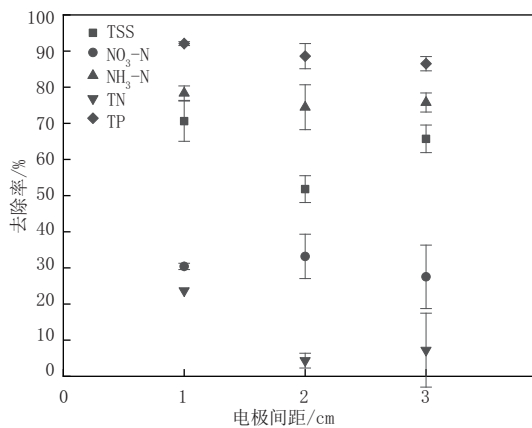


图 3 电极间距对电混凝去除效果的影响图示

从图 3 可以看出,电极间距从 1 cm 增加到 2 cm 和 3 cm,各项污染物去除率均有所减少。随着电极间距增大,溶液中电极间电阻加大,在电压恒定的情况下,电流减小。发生在阴极处的析氢反应强度减弱,生成的氢气气泡量减少,溶液中的传质效果降低。并且,电解产生的 Al^{3+} 减少,导致氢氧化铝混凝剂产量减少,TSS 的去除效率从 70.6%降低至 51.8%和 65.7%。与此同时,电极间距增大使得电混凝过程中的电化学反应减弱,削弱了 NO_3^- -N 的去除,进而影响 TN 的去除效果。电极间距从 1 cm 增加到 2 cm 和 3 cm,TN 去除率从 23.7%降低至 4.3%和 7.2%。电极间距对电混凝去除 NH_3 -N 和 TP 影响较小,该结果

与 Chen^[26]的研究一致。电极间距为 1 cm、2 cm 和 3 cm 时, NH_3 -N 去除率分别为 78.4%、74.5%和 75.8%, TP 去除率分别达到 92.1%、88.6%和 88.5%。

2.2 pH 和电导率的影响

pH 和电导率是电混凝重要的影响因素,也是实际生活中降雨径流非常重要的水质参考指标。pH 能够表明降雨的酸碱度,电导率则表明径流的离子含量。

2.2.1 pH 的影响

从图 4 中可以看出,随着 pH 的变化,各污染物的去除趋势呈现相似规律。在中性条件下,电混凝处理达到最佳去除效果。pH 为 5、7 和 9 时,TSS 去除率分别为 50.9%、70.6%和 45.9%, NH_3 -N 去除率分别为 62.6%、78.4%和 71.3%。酸性或碱性条件均不利于污染物的去除,该结果与 Chen^[26]和孙伟^[27]的研究结果一致。pH 值较低时, Al^{3+} 水解后主要以低聚合物的形式存在,其形态并不稳定,并且容易溶解^[28],而在碱性条件下,水中大量带有负电荷的 OH^- 易和同样带负电荷的胶体颗粒形成竞争关系。并且,碱性条件下,铝络合物以可溶性 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ 为主,其混凝效果不佳,会降低 TSS 的去除效果^[29]。同时,带负电荷的胶体悬浮物对 NH_3 -N 具有吸附作用,因此 NH_3 -N 去除率也随 TSS 去除率的降低而降低。

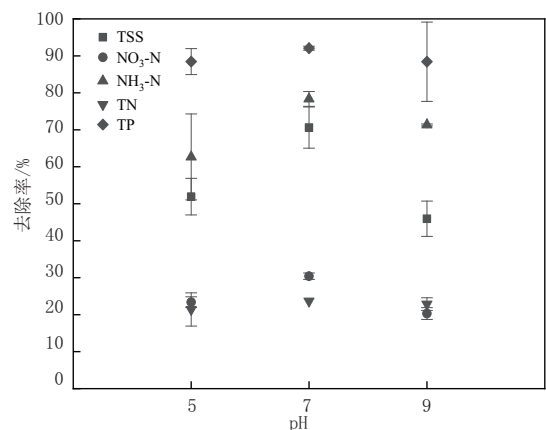


图 4 pH 对电混凝去除效果的影响图示

在低 pH 值下 NO_3^- -N 还原速率较慢,且本身带负电,在阴极表面的静电斥力作用下导致其有远离阴极表面的趋势;同时在酸性条件下,溶液中大量 H^+ 在电极表面形成的膜不利于 NO_3^- -N 与电极表面接触^[30]。此外,pH 对电混凝去除 TP 和 TN 的影响较小,pH 值为 5、7、9 时,TN 去除率分别达到 21.4%、23.7%和 22.9%,TP 去除率分别达到 88.5%、92.1%和 88.4%。

2.2.2 电导率的影响

由图 5 可以看出,随着电导率从 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 增

加至 $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、 $800 \mu\text{S}/\text{cm}$, 电混凝对 TSS 的去除效果减小, 去除率从 70.6% 降低至 29% 和 50%。这是由于溶液中 Cl^- 浓度增加, 与同带负电荷的胶体悬浮物形成竞争关系, 降低了电解产生的混凝剂与胶体悬浮物的碰撞几率, 并且 Cl^- 浓度过高会破坏铝络合物结构, 从而削弱 TSS 的去除效果。电导率增大, NO_3^- -N 去除率也随之降低, 从 30.4% 降低至 22% 和 25.5%, 该结果与 Chen^[26] 和张辉^[31] 的研究结果一致。这是由于 Cl^- 浓度的增加会降低 NO_3^- -N 的还原速率^[32]。并且作为 NO_3^- -N 的竞争离子, Cl^- 浓度增加意味着单位时间 NO_3^- 与电极反应的几率降低, 导致 NO_3^- -N 去除率下降。而溶液电导率增大, Cl^- 浓度增加提高了 NH_3 -N 的去除率, 对 NH_3 -N 去除具有积极影响。当电导率从 $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ 增加至 $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、 $800 \mu\text{S}/\text{cm}$, NH_3 -N 去除率从 78.4% 升高至 79.1% 和 88.8%。这是由于阳极附近产生了活性氯, 将 NO_3^- 的还原产物 NH_3 -N 氧化为 N_2 。电导率对 TN 和 TP 去除的影响不大。电导率从 $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ 增加至 $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ 和 $800 \mu\text{S}/\text{cm}$, TN 去除率分别为 23.7%、20.1% 和 25.7%, TP 去除率分别为 92.1%、91.5% 和 91%。

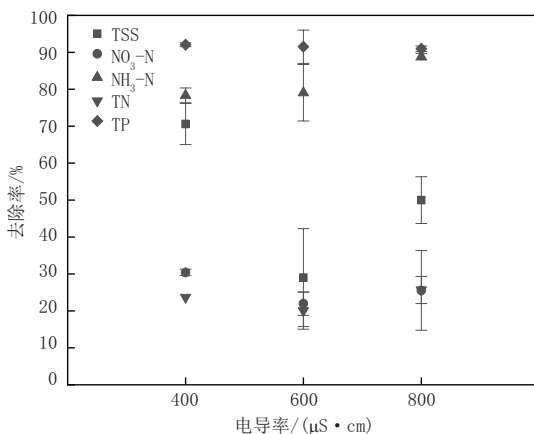


图5 电导率对电混凝去除效果的影响图示

2.3 PAM 强化条件

2.3.1 最佳投加量

从图 6 中可以看出, PAM 投加量为 $0.5 \text{mg}/\text{L}$ 时, TSS、 NH_3 -N 和 TP 的去除率为 98.2%、86.5% 和 99%, 达到最佳效果。PAM 的合理投加可在胶体颗粒之间形成架桥, 有助于絮凝沉淀, 增加 TSS 的去除, 这与 Kim 等的研究结果类似^[23]。水体中部分总磷以颗粒态形式存在^[33], 强化过程中颗粒物沉降对 TP 浓度的变化可能存在影响。此外, 随着 PAM 投加量进一步增加, TSS、 NH_3 -N 和 TP 的去除率均有明显降低。分析认为, 由于试验中投加的 PAM 是阴离子型, 会增加与水中带负电荷的胶体悬浮物之间的斥力,

使水中的悬浮物、絮体的凝聚效果减弱, 从而降低溶液中胶体悬浮物的沉降性能, 被胶体吸附的 NH_3 -N 去除效果也随之受到负面影响^[34]。对于氮素而言, 投加 PAM 对 NO_3^- -N 和 TN 去除的作用不大。根据上述分析, 确定 PAM 最佳投加量为 $0.5 \text{mg}/\text{L}$, 此时 TSS、 NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN 和 TP 的去除率分别为 98.2%、17.2%、86.5%、21.8% 和 99%。

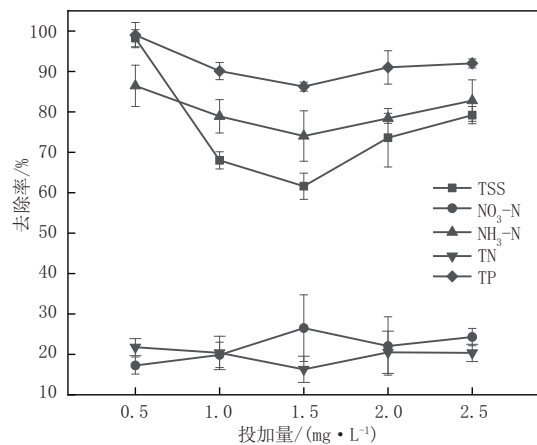


图6 污染物去除率随 PAM 投加量的变化曲线图

2.3.2 最佳沉淀时间

从图 7 中可以看出, 与电混凝处理后静置 30 min (TSS、 NH_3 -N、TN 和 TP 去除率分别为 70.6%、78.4%、23.7% 和 92.1%) 相比, 电混凝处理后投加絮凝剂 PAM 能够更快更高效地去除污染物。投入 PAM 后, TSS、 NH_3 -N、TN 和 TP 去除率分别在 5 min、4 min、6 min 和 5 min 时达到最佳, 去除率分别 98.2%、86.5%、25.4% 和 99%。这与由培远等的研究结果类似^[35]。沉淀时间决定了絮体的团聚程度, 从而影响水体污染物去除效果。然而, 在沉淀试验设定的时间范围内, 与电混凝后静置相比, NO_3^- -N 去除率并没有随着 PAM 的加入而升高。相反, 投加 PAM 后静置 6 min, NO_3^- -N 的去除率仅为 17.2%, 低于电混凝后静置 30 min 得到的 NO_3^- -N 去除率。电混凝处理后加入 PAM, 充分搅拌后, 发现并不是沉淀时间越长, 去除效果越好。沉淀时间 6 min 时, TSS 和 TP 去除率相比 5 min 时略微下降。因此, PAM 强化电混凝的最佳沉淀时间取 5 min。PAM 对 TSS、 NH_3 -N 和 TP 去除达到最佳强化效果, 增幅分别为 39.1%、10.3% 和 7.5%。

3 结论

(1) 在电压为 10V ($2.5 \text{mA}/\text{cm}^2$)、电极间距为 1cm 时, 电混凝处理达到最佳效果, 总悬浮颗粒物 (TSS)、硝氮 (NO_3^- -N)、氨氮 (NH_3 -N)、总氮 (TN) 和总磷

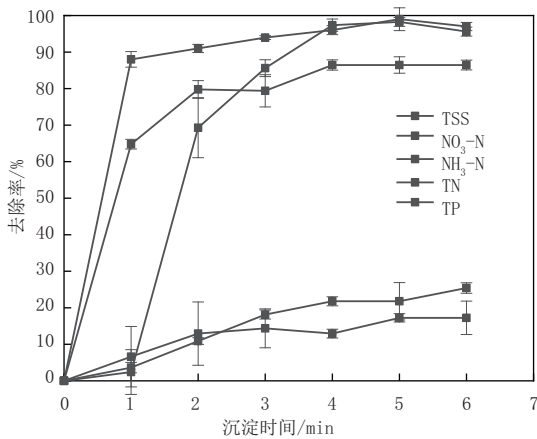


图7 污染物去除率随沉淀时间的变化曲线图

(TP)的去除率分别达到70.6%、30.4%、78.4%、23.7%和92.1%。

(2)中性条件下,电混凝对各污染物的去除效果最好,酸性和碱性条件不利于电混凝对污染物的去除;电导率增大提高了电混凝对氨氮的去除,但削弱了对其余污染物去除效果。

(3)在PAM投加量为0.5 mg/L,沉淀时间为5 min时,PAM对TSS、NH₃-N和TP去除达到最佳强化效果,增幅分别为39.1%、10.3%和7.5%,但对NO₃⁻-N和TN去除有一定的抑制作用,后续需对其进行深度处理。

参考文献:

- [1] 孙莉英,裴亮,马凌,等.不同树龄坡地果园土壤养分和水质特征[J].西安理工大学学报,2021,37(3):321-328.
- [2] 李婷婷,韦彩会,董文斌,等.生草栽培与坡度对桂东北坡地果园地表径流氮磷流失的影响[J].水土保持研究,2021,28(3):59-64,73.
- [3] 胡文杰,王晓荣,付甜,等.三峡库区兰陵溪小流域农业面源污染排放特征解析[J].环境污染与防治,2021,43(5):568-573.
- [4] 陈亮.滇池流域农村农业面源污水电化学处理工艺试验研究[D].重庆:重庆大学,2019.
- [5] 王一格,王海燕,郑永林,等.农业面源污染研究方法与控制技术研究进展[J].中国农业资源与区划,2021,42(1):25-33.
- [6] 张永坤,吴元芝,于兴修.基于氮磷迁移的农业面源污染生态工程控制技术研究进展[J].绿色科技,2014,(4):207-210,213.
- [7] 李自林.我国农业面源污染现状及其对策研究[J].干旱地区农业研究,2013(5):207-212.
- [8] Moussa D T, El-Naas M H, Nasser M, et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges [J]. Journal of Environmental Management, 2017, 186:24-41.
- [9] 罗皓鹏.脉冲电絮凝处理农村微污染饮用水的工艺优化[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2021.
- [10] 刘辉.电絮凝法预处理 OCC 废水协同去除微细胶黏物和 Ca²⁺ 延缓 AnGS 钙化的研究[D].广西:广西大学,2021.
- [11] 韩晓禹.基于金属阳极电池电絮凝系统的构建与脱氮除磷效能研

究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2021.

- [12] 王思宁.电絮凝一类电芬顿耦合工艺处理垃圾渗滤液浓水的效能与机制[D].哈尔滨工业大学,2018.
- [13] Khandegar V, Saroha A K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - a review [J]. Journal of Environmental Management, 2013, 128:949-963.
- [14] Teglada I D, Xu Q, Xu K, et al. Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2021, 146: 169-189.
- [15] Almkaddar A, Hafiz M A, Yasir A T, et al. Unlocking the application potential of electrocoagulation process through hybrid processes[J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 40:101956.
- [16] Karamati-Niaragh E, Moghaddam M R A, Emamjomeh M M, et al. Evaluation of direct and alternating current on nitrate removal using a continuous electrocoagulation process: Economical and environmental approaches through RSM[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 230:245-254.
- [17] Berkani I, Belkacem M, Trari M, et al. Assessment of electrocoagulation based on nitrate removal, for treating and recycling the Saharan groundwater desalination reverse osmosis concentrate for a sustainable management of Albien resource[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2019, 7(2):102951.
- [18] Abdel-Aziz M H, El-Ashtouky E S Z, Zoromba M S, et al. Removal of nitrates from water by electrocoagulation using a cell with horizontally oriented Al serpentine tube anode[J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2020, 82:105-112.
- [19] 孟锋,柴易达,杨敏鸽,等.电絮凝法去除水中的氨氮和总磷及机理探讨[J].当代化工,2020,49(2):283-286.
- [20] 孙辉,黄煜琪,傅煜,等.太湖流域果园种植面源氮磷输出强度及其定量评估方法[J].中国环境监测,2021,37(5):133-139.
- [21] 张华,罗臻,张晓飞,等.页岩气钻井废水电絮凝预处理实验[J].天然气工业,2019,39(12):146-154.
- [22] 方自毅,张怡然,马文红,等.南水北调引江原水与引滦原水混凝对比试验研究[J].中国给水排水,2017,33(1):76-79.
- [23] Kim H L, Cho J B, Park Y J, et al. Treatment and toxicity reduction of textile dyeing wastewater using the electrocoagulation-electroflotation process[J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2016, 51(8):661-668.
- [24] 王车礼,张登庆,陈毅忠,等.电絮凝过程电流密度与槽电压关系研究[J].工业水处理,2002,22(7):28-30.
- [25] Das D, Nandi B K. Treatment of iron ore beneficiation plant process water by electrocoagulation[J]. Arabian Journal of Chemistry, 2021, 14(1):102902.
- [26] Chen R F, Wu L, Zhong H T, et al. Evaluation of electrocoagulation process for high-strength swine wastewater pretreatment[J]. Separation and Purification Technology, 2021, 272:118900.
- [27] 孙伟.电絮凝法处理微污染水源水的试验研究[D].重庆:重庆大学,2008.
- [28] 王树青.电絮凝中铝的形态结构调控及电絮凝-超滤除氟研究[D].

4.3 试验结果

工况一加载记录的结构变形数据见图 11。试验结果表明:该结构的非弹性变形约为 0.53 mm,此外结构竖向刚度较大,除弹性变形外无明显变形;每级加载结束后,螺纹套筒可以旋转,说明螺纹结构强度满足要求。

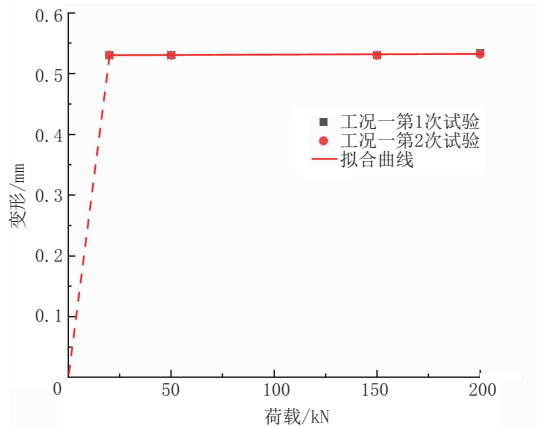


图 11 工况一变形监测结果

工况二中,法兰盘工作正常,无明显变形,且螺纹套筒可以旋下,结构功能正常。

5 实桥应用

在前述某 80 m 跨系杆拱桥更换吊杆过程中,安装本文设计的装置。该桥更换吊杆的方法采用了直接更换法,即在验算安全性后,直接将目标吊杆解除锚固后抽出,并更换新吊杆。该装置应用安装过程如下:

(1)在旧吊杆拆除后,将外套钢管距离地面 1 m 位置进行切割,并取下 1 个高 50 m 的外套钢管,对切割断面进行平整处理。

(2)依次安装本文设计的装置并旋转螺纹套管,使装置上套管上缘达到目标高度与外套钢管相接。

(3)将装置调平后进行焊接,并对焊缝进行检测。

(4)新吊杆安装完毕后,在装置上安装法兰盘、

同步千斤顶以检验装置功能。

(5)安装防护装置,并对装置进行防水、防锈处理。

实桥应用照片见图 12。实桥应用结果表明,该装置达到了预期目的。



图 12 实桥应用

6 结 语

本文简要介绍了系杆拱桥吊杆外套钢管连接装置,并通过理论计算和有限元模型对装置进行了验算,然后对该装置进行了室内试验以及实桥应用以验证装置的应用可行性。该装置可为类似工程提供参考。

参考文献:

- [1] 高欣,欧进萍. 钢管混凝土拱桥索类构件的常见病害与检测方法[J]. 公路,2012(3): 10-16.
- [2] 荆秀芬. 钢管混凝土系杆拱桥养护技术研究[J]. 桥梁建设,2002(6): 1-5.
- [3] 王春寒. 在 ANSYS 软件中高强螺栓预紧力的施加方法[J]. 四川建筑,2006(1): 140-141.
- [4] 张红兵,杜建红. 有限元模型中螺栓载荷施加方法的研究[J]. 机械设计与制造,1999(6): 32-33.
- [5] 高连,新金辉. 套管连接螺纹的受力分析与改善措施[J]. 上海交通大学学报,2004(10): 1729-1732.

(上接第 244 页)

天津:河北工业大学,2015.

- [29] Emanjomeh M M, Sivakumar M. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process [J]. Journal of Environmental Management, 2009, 91(2):516-522.
- [30] Holt P K, Barton G W, Wark M, et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2002, 211(2-3):233-248.
- [31] 张辉. 电絮凝除微污染水中正磷酸盐和硝酸盐试验研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2011.
- [32] Ziouvelou A, Tekerlekopoulou A G, Vayenas D V. A hybrid system

for groundwater denitrification using electrocoagulation and adsorption [J]. Journal of Environmental Management, 2019, 249:109355.

- [33] Yang B, Lin H, Bartlett S L, et al. Partitioning and transformation of organic and inorganic phosphorus among dissolved, colloidal and particulate phases in a hypereutrophic freshwater estuary [J]. Water research, 2021, 196:117025.
- [34] Kang X, Xia Z, Chen R, et al. Effects of inorganic ions, organic polymers, and fly ashes on the sedimentation characteristics of kaolinite suspensions [J]. Applied Clay Science, 2019, 181:105220.
- [35] 由培远,陆晓华. 焦化生化外排水电絮凝和化学混凝的深度处理[J]. 环境科学与技术,2010(S1):337-340.