

操作条件对污水再生处理絮凝工艺中病原性原虫去除特性的影响

张彤, 胡洪营*, 吴乾元, 宗祖胜

(清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084)

摘要: 再生水中的隐孢子虫和贾第鞭毛虫会通过直接或间接的方式影响人体健康. 与传统的消毒手段相比, 絮凝、澄清、过滤等污水深度处理工艺能有效地控制两虫污染. 本研究主要考察了絮凝剂种类、投加量、pH 和温度等操作条件对污水再生处理絮凝过程中病原性原虫去除特性的影响. 结果发现, 污水絮凝过程中, pH 为 6~8 时两虫的去除率较高, 低温条件不利于两虫的去除. 氯化铁对两虫的去除率随投加量的增加而增加; 硫酸铝絮凝和聚合氯化铝的最佳投加量分别为 70 mg/L 和 20 mg/L 左右.

关键词: 隐孢子虫; 贾第鞭毛虫; 污水再生利用; 絮凝; 操作条件; 去除特性

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)08-1752-07

Effect of Reaction Conditions on the Removal of Pathogenic Protozoan from Secondary Effluent in Flocculation Process

ZHANG Tong, HU Hong-ying, WU Qian-yuan, ZONG Zu-sheng

(Environmental Simulation and Pollution Control State Key Joint Laboratory, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: *Cryptosporidium* and *Giardia* in reclaimed water are endangering the health of human beings by direct and indirect ways. Compared with traditional disinfection measures, flocculation, clarification and filtration can remove the pathogenic protozoan from wastewater more effectively. The factors affecting the removal of pathogenic protozoan from secondary effluent in flocculation process, including type and dosage of flocculant, pH, temperature and other reaction conditions were studied. The experimental results showed that the effectiveness of pathogenic protozoan removal appeared to be good at pH 6~8 and bad at low temperature. The effectiveness increased with the increase of ferric chloride dosage. Aluminium sulphate and poly aluminium chloride gave better performance in removal of pathogenic protozoan at the dosage of 70 mg/L and 20 mg/L respectively.

Key words: *Cryptosporidium*; *Giardia*; wastewater reuse; flocculation; reaction condition; removal

与新增供水水源相比, 污水再生利用成本低、见效快, 可以有效解决淡水资源短缺的问题. 由于再生水可能通过水循环、生物富集作用或直接接触等方式导致人畜患病, 因此城市污水再生利用的关键是保障水质的安全性. 隐孢子虫(*Cryptosporidium*)和贾第鞭毛虫(*Giardia*)是 2 种严重危害水质安全的新颖病原性原生动物(后简称“两虫”). 隐孢子虫病和贾第鞭毛虫病, 目前国际上尚无有效的治疗方法.

隐孢子虫和贾第鞭毛虫对传统的化学消毒手段有较强的抗性. 与之相比, 絮凝、澄清、过滤等污水深度处理工艺能有效地控制两虫污染. 因此, 近年来更多的研究开始关注隐孢子虫卵囊和贾第鞭毛虫孢囊在絮凝等过程中的去除特性^[1]. 研究表明, 作为污水深度处理的预处理单元, 絮凝过程的运行情况直接影响后续各阶段对隐孢子虫卵囊和贾第鞭毛虫孢囊的去除效果^[2,3]. 并且, 过滤等其他污水深度处理工艺所需的最佳化学条件与絮凝反应池中的最佳化学

条件基本是一致的, 一般情况下, 保持絮凝池单元操作中的最佳运行工况, 就是污水絮凝过滤深度处理工艺的最佳状况^[4].

本研究采用北京市某城市污水处理厂生物处理二级出水, 系统考察了絮凝剂种类、投加量、pH、温度等操作条件对污水深度处理絮凝工艺中两虫去除特性的影响.

1 材料与方法

1.1 水样

试验用水采用北京市 G 污水处理厂二沉池出水(主要处理工艺为传统活性污泥法), 于 2005-11~

收稿日期: 2006-09-09; 修订日期: 2006-11-17

基金项目: 国家自然科学基金项目(20477021); 国家自然科学基金-JST 重大国际合作项目(20510076)

作者简介: 张彤(1981~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向污水再生利用, E-mail: zt00@mails.tsinghua.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: hyhu@tsinghua.edu.cn

2006-01 取水 4 次,编号分别为 A、B、C、D,水样的 pH 为 6.94 ~ 7.24, DOC 浓度为 6.0 ~ 6.5 mg/L,浊度为 2.35 ~ 2.58 NTU,水温为 14.2 ~ 15.3℃.水样取回后置于暗处 4℃ 保存,所有水质指标在实验当天或 24 h 内测定.

1.2 试剂和材料

絮凝剂:分别以硫酸铝 [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, 分析纯], 氯化铁 ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 分析纯), 聚合氯化铝 (PAC, 分析纯) 做为絮凝剂.使用前将其配制成浓度为 20 g/L 的贮备液,置于暗处 4℃ 下保存.如不特别说明,本研究中所涉及的絮凝剂投加量均为总投加量,不换算成以某元素 (Al/Fe) 计的形式.

洗脱剂:1g Laureth-12(美国 PALL 公司生产), 10 mL 1 mol/L Tris(pH7.4, 德国 Sigma 公司生产), 2 mL 0.5 mol/L EDTA(pH8.0, 德国 Sigma 公司生产), 0.15 mL Antifoam A(德国 Sigma 公司生产), 加纯水至 1 L 配制而成.当天配制当天使用.

酸碱调节剂:1 mol/L 的盐酸 (HCl) 贮备液, 1 mol/L 的氢氧化钠 (NaOH) 贮备液.

荧光微球:美国 Polysciences 公司生产, $\phi 4.5 \mu\text{m}$ (后称为“微球 $\phi 4.5$ ”,用于模拟隐孢子虫卵囊) 和 $\phi 20.0 \mu\text{m}$ (后称为“微球 $\phi 20$ ”,用于模拟贾第鞭毛虫孢囊) 2 种规格,激发波长 441 nm,发射波长 486 nm.

滤膜:美国 Minipore 公司生产,硝酸纤维素滤膜, $\phi 47 \text{ mm}$, 孔径 $1.2 \mu\text{m}$.

1.3 试验方法

1.3.1 絮凝试验

絮凝试验的基本步骤如下:

①测定水样的水质指标,包括 pH、DOC、浊度和温度等.如有需要,调节相应的水质指标(如考察 pH 影响时调节水样 pH 等);

②将水样分装入六联搅拌机(梅宇 SC2000-6 智能型)的 6 个 1 000 mL 烧杯中,并分别加入一定量的 2 种荧光微球(使添加后浓度达到 10 000 个/L),用玻璃棒搅拌混匀.在六联搅拌机的加样器中加入絮凝剂溶液;

③根据相关文献报道的混凝烧杯试验条件^[1,4~10],设定搅拌条件为 200 r/min 2 min, 40 r/min 15 min, 静沉 60 min.启动搅拌装置;

④快搅(200 r/min)1 min 后,迅速取样,测定 ζ 电位值;

⑤待静沉程序完成后,各取 300 mL 左右上清液,经膜过滤后待测微球浓度.

1.3.2 操作条件对絮凝过程中病原性原虫去除率

的影响

研究中根据国际上通用的方法,将两虫模型化,看作表面带负电的球形颗粒物^[11],并采用外形与两虫类似的荧光微球作为其替代指示物^[12~20].研究絮凝过程絮凝剂种类、投加量(0 ~ 100 mg/L)、pH(5 ~ 9)和温度(4℃、15℃)等操作条件对两虫去除效果的影响.按照 1.3.1 所述的絮凝试验对水样 A、B、C、D 进行絮凝操作,考察操作条件与 2 种微球去除率的关系.

1.4 分析方法

1.4.1 水质指标

浊度采用浊度计法测定,主要仪器:LP 2000 型浊度计,意大利 HANNA 公司出品;pH 采用玻璃电极法测定,主要仪器:868 型 pH 电极测定仪,奥立龙公司出品;DOC 采用非色散红外线吸收法测定,主要仪器:TOC-5000A 型总有机碳分析仪,日本岛津公司出品.

1.4.2 微球

具体操作为:膜过滤→对滤膜进行刮擦处理→50 mL 离心管中洗脱液浸泡滤膜 12 h(30 mL 洗脱液)→漩涡混合器上剧烈振荡盛有滤膜的离心管 3 ~ 5 min→振荡洗脱(250 r/min, 15 min, 2 次相互垂直的方向)→离心浓缩(2 500 g, 10 min)→将沉淀物质转移至井形玻片的计数井中,室温下干燥后利用荧光显微镜进行计数^[21].

1.4.3 ζ 电位

采用电泳法,主要仪器:BI-Zplus 型 ζ 电位分析仪,美国 Brookhaven Instruments Corporation 出品.

2 结果与讨论

2.1 絮凝剂投加量和 pH 的影响

二沉池出水水样分别经硫酸铝、氯化铁和聚合氯化铝在不同絮凝剂投加量和不同 pH 条件下进行絮凝处理,2 种荧光微球的去除率分别如图 1 ~ 3 所示.

由图 1 可知,硫酸铝絮凝过程中 2 种微球的去除率随着絮凝剂投加量的增加基本呈现先上升后下降的趋势,只有 pH = 9 时该趋势不明显,并且去除效果最差.污水絮凝过程去除微球的最佳 pH = 6,最佳投加量在 70 mg/L 左右.有关硫酸铝絮凝的其他相关研究表明^[22,23],其去除的最佳 pH 一般为 6 ~ 7 左右,与本研究的试验结果类似.在冯利等人 and Adin 等人进行的自配水和二沉池出水的硫酸铝絮凝试验中,均观察到了高投加量下絮凝效果变差的现

象^[23,24].特别是 Adin 等人采集美国佐治亚州 Clayton 污水处理厂二级出水进行絮凝试验发现,硫酸铝的

最佳投加量在 70 ~ 80 mg/L 左右^[24],与本研究非常接近.

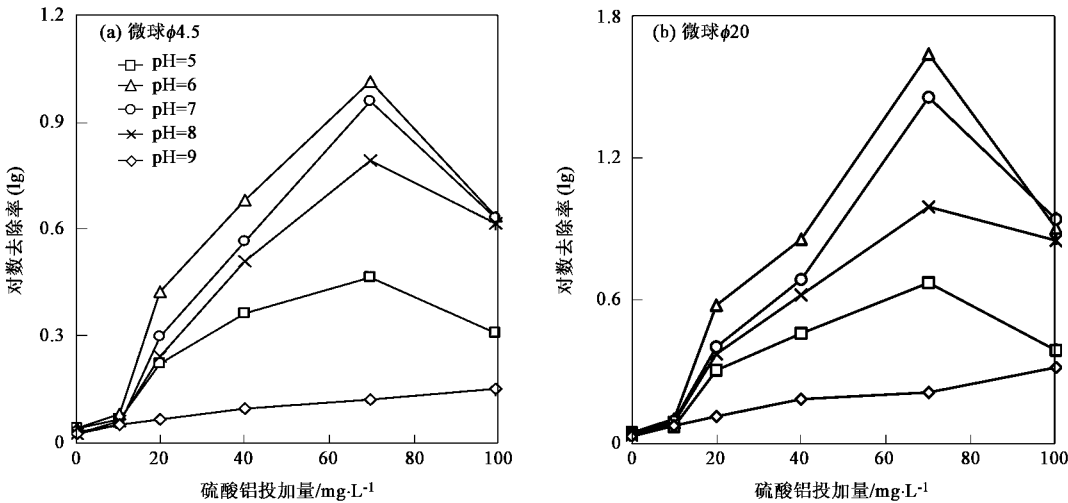


图 1 pH 和投加量对硫酸铝絮凝处理效果的影响
Fig. 1 Effect of pH and flocculant dosage on the flocculation process of aluminium sulfate

由图 2 可知,氯化铁絮凝的过程中,2 种微球的去除率随着絮凝剂投加量的增加呈现持续上升的现象. pH 较大幅度偏离中性(pH 为 5 和 9)时,该趋势不明显,去除效果较差. 该过程的最佳 pH = 7, 并且氯化铁投加量越高去除效果越好. 苗晶等人进行的

自配水氯化铁絮凝试验发现^[25], Fe 含量为 6 ~ 8 mg/L, 即 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 投加量约为 30 ~ 40 mg/L 时浊度的去除效果最好, 但投加量进一步升高时, 去除效果变化不大.

由图 3 可知, 聚合氯化铝絮凝的过程中, 2 种微

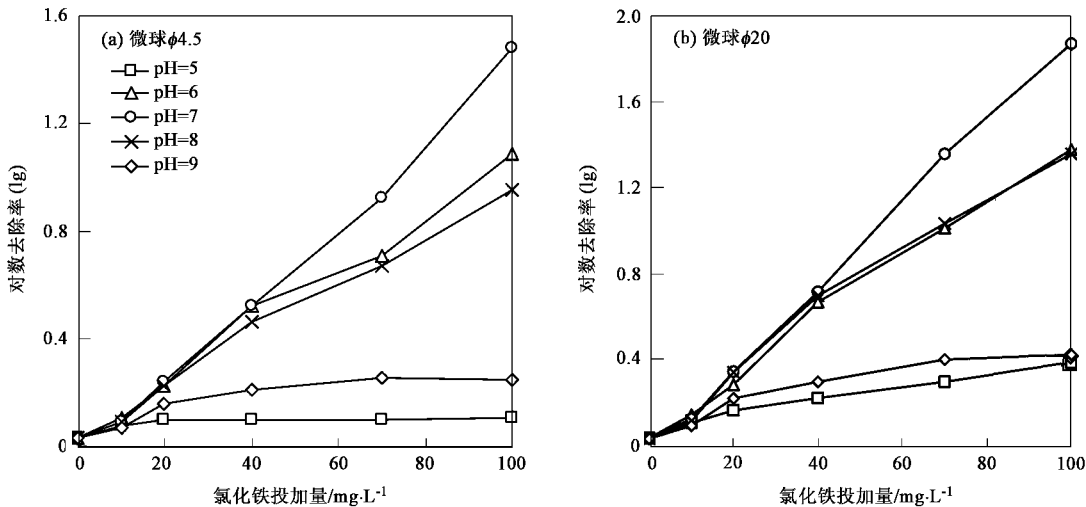


图 2 pH 和投加量对氯化铁絮凝处理效果的影响
Fig. 2 Effect of pH and flocculant dosage on the flocculation process of ferric chloride

球的去除率随着絮凝剂投加量的增加呈现明显的先上升后下降的趋势. pH = 9 时, 该趋势不明显, 去除效果最差. PAC 絮凝过程中, pH 为 6 ~ 7 时微球去除率最高, 投加量为 20 mg/L 时即达到了最好的絮凝处理效果. 侯曼玲等人的 PAC 絮凝试验发现, 去除浊

度的最佳 pH 为 7 ~ 8, 最佳投加量仅为 10 mg/L^[26]. 这是由于该试验中使用的是高岭土自配水样, 与本研究中所用的二沉池出水水样存在一定的差异, 并且所用的絮凝剂成分也有所不同.

综上所述, 3 种絮凝剂的絮凝过程中絮凝剂投

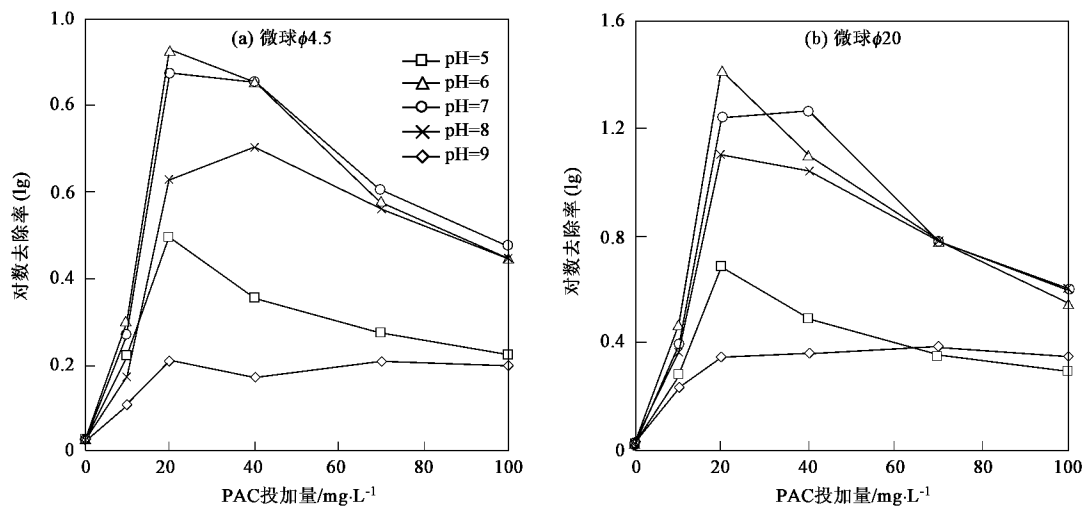


图3 pH和投加量对PAC絮凝处理效果的影响
Fig.3 Effect of pH and flocculant dosage on the flocculation process of PAC

加量和pH对2种微球的去除率均存在显著影响.特别是pH较大幅度偏离中性条件时,难以得到理想的絮凝处理效果.这是因为铝离子和铁离子在水溶液中发生水解反应生成各种羟基离子、多羟基络合物以及氢氧化铝、氢氧化铁沉淀物等,它们通过中和胶体表面电荷、吸附架桥、卷扫网捕等机制实现对颗粒物的絮凝沉降过程.当pH较低时,铝离子和铁离子的水解反应难以进行;pH较高时氢氧化物会溶解,铝离子和铁离子形成的最终水解产物带负电或不带电,与胶粒表面不能起到电中和作用,且吸附架桥作用也减弱,导致絮凝脱稳效果变差^[27~29].

每种絮凝剂都有其最适pH范围.例如有文献报

道,以剩余浊度为评价指标时,硫酸铝为5.6~7.1,氯化铁为4.4~6.7,聚合铝为6.0~6.8^[30].这与本研究的结论并不完全相同,说明絮凝过程中两虫与浊度的去除情况存在一定的差异,并且除操作条件外,水质特性也是影响絮凝处理效果的重要因素.

2.2 温度的影响

二沉池出水水样分别经硫酸铝、氯化铁和聚合氯化铝在不同温度下进行絮凝处理后,2种荧光微球的去除率分别如图4所示.

试验中采用4℃模拟冬季极端情况下的水温.由图4可知,在低温条件下,3种絮凝剂的2微球去除率明显低于常温,只有聚合氯化铝仍然出现了高

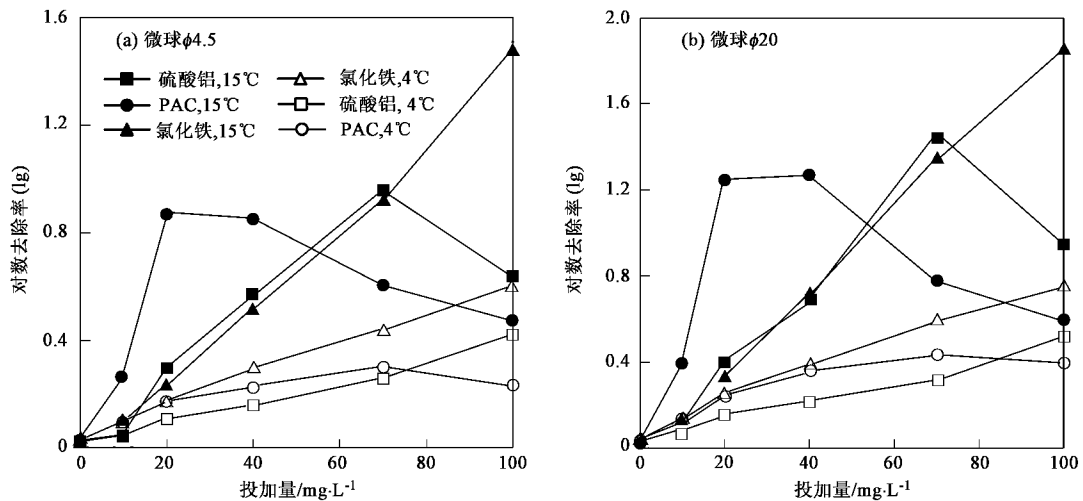


图4 温度对絮凝处理效果的影响
Fig.4 Effect of temperature on the flocculation process

投加量下去除率下降的现象,氯化铁的絮凝效果最好,硫酸铝最差.有研究表明,絮凝速度随温度降低而降低.水温每降低 10℃絮凝速度降低 1~2 倍,而且尽管增加投药量,形成的絮凝体结构仍松散、颗粒细小、沉降效果不佳^[5]. Dempsey 等通过高岭土自配水试验证实了这一现象,试验中铝盐形成的絮体在 1℃的沉降速度明显小于 22℃^[31].

可见,水温对絮凝过程有着明显的影响.主要原因有 2 点:①铝离子和铁离子的水解反应是吸热反应.水温过低时,水解缓慢且不易生成高聚合度的分子^[27];②水的黏度随水温的降低而增加,从而使水流的剪切加大,形成的絮粒容易破碎,同时由于水温降低,颗粒布朗运动减弱,使碰撞的概率也随之减少^[5].铁絮体的密度大于铝絮体,能够在一定程度上缓解低温时由于絮体松散导致的絮凝失利情况.普通铝盐一般形成含水的无序沉淀,其密度与水接近,而聚合氯化铝是以 Al_13 聚集体为主要成分,通常可形成非常有序且致密的絮体.因此,在低温条件下,与硫酸铝相比,氯化铁和聚合氯化铝表现出较好的絮凝处理效果^[31].

2.3 絮凝剂种类的影响

一般认为,胶体的 ζ 电位值与其稳定性有较好的相关性.胶体的带电量越多,其 ζ 电位值就越大,胶体就越稳定^[32].若向水中投加一定量的絮凝剂,压缩胶体扩散层,使滑动面上 ζ 电位降低,一旦 ζ 电位减少到一定程度或完全消失,即等电状态时,在水流的扰动下胶体就会凝聚下沉^[33]. Schrader 等人认为,污水处理厂的二级出水中含有大量胶体物质,且组成复杂,难以分类考察其带电特性,可以采用平均 ζ 电位定量表征这一混合体系的性质^[34].

为了进一步考察不同的环境条件影响 3 种絮凝剂絮凝处理效果的作用机理,试验中分别测定了硫酸铝、氯化铁和聚合氯化铝在不同的投加量、pH 和温度条件下絮凝前后水样平均 ζ 电位的变化,如图 5、6 所示.

一般来说,有机污水颗粒的等电点在 pH 为 3~5 左右,也就是说,通常情况下水中的颗粒带负电^[5].如图 5、6 所示,3 种絮凝剂均能够有效中和胶体表面的负电,随着絮凝剂投加量的增加,水样的平均 ζ 电位显著上升. pH 由小变大,即由酸性变为碱性的过程中,相应的平均 ζ 电位也下降,即水中胶体所带的负电增强.其他研究者在进行自配水、水源水和二沉池出水试验中也发现,水样平均 ζ 电位随着絮凝剂投加量的增加和 pH 的下降逐渐接近等电

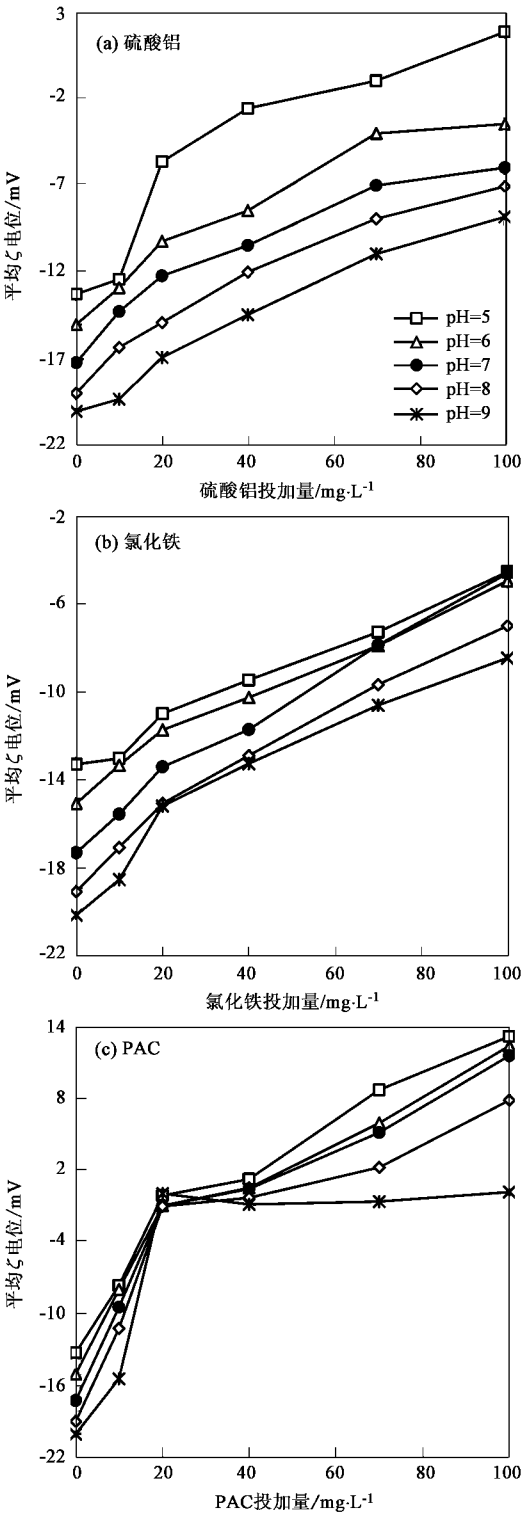


图 5 不同 pH 时絮凝处理后水样的平均 ζ 电位随絮凝剂投加量的变化

Fig.5 Average ζ potential of water samples after flocculation under different pH and flocculant dosage

点的现象^[24,34,35]. Bustamante 等人发现,对含有隐孢子虫卵囊的自配水进行硫酸铝和氯化铁絮凝处理,

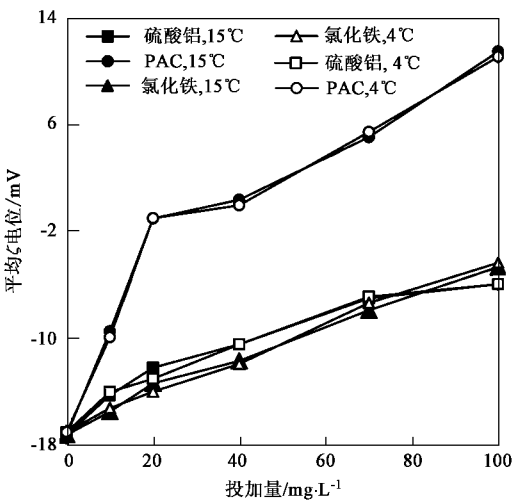


图 6 不同温度下絮凝处理后水样的平均 ζ 电位
随絮凝剂投加量的变化

Fig.6 Average ζ potential of water samples after flocculation
under different temperature and flocculant dosage

卵囊的 ζ 电位随着絮凝剂投加量和 pH 的变化也呈现了上述趋势^[36]。

有研究者认为, pH 影响水样平均 ζ 电位是由于:一方面,调 pH 所加酸和碱,即在胶体溶液中加入电解质,会影响胶粒带电特性、压缩双电层,从而影响 ζ 电位;另一方面,在不同 pH 下,水中有机物的形态及性质也发生变化,因此 pH 变化也将影响被吸附的有机物特性,使胶体颗粒带电特性及电位发生变化^[32]。

图 6 说明,温度的变化不会显著改变水中胶体和颗粒物的性质,温度变化对絮凝处理效果的影响主要是通过改变絮体结构和水流剪切力来实现的。

由图 5 可以看出,与硫酸铝和氯化铁相比,聚合氯化铝的电中和能力较强. PAC 投加量超过 20 mg/L 时,即完全中和了水中颗粒物的负电,按照吸附-电中和原理即达到了吸附饱和.之后随着絮凝剂投加量的进一步增加,胶体开始吸附过量的正电荷离子,平均 ζ 电位变正,且绝对值逐渐变大.这就是低投加量下 PAC 絮凝效果最好,但高投加量下去除率降低的主要原因.所以吸附-电中和是本研究中铝絮凝、特别是 PAC 絮凝的作用机制之一。

根据图 5 的结果, pH 越低时,水样的平均 ζ 电位越接近等电点,也更加容易通过投加絮凝剂使其脱稳、聚集、沉降.然而,如图 1~3 所示, pH = 5 时的实际絮凝效果较差,说明本研究中吸附-电中和并不是唯一机制.试验中发现,3 种絮凝剂均在中性 pH 范围内表现出良好的去除微球能力,是因为中性条

件有利于形成大量的氢氧化物沉淀,卷扫、网捕水中的胶粒以致产生分离.卷扫、网捕作用基本上是一种机械作用,絮凝剂投加量的增加有利于该作用的发生,一般不会出现饱和现象.因此,本研究中铝絮凝去除微球的主要机制是吸附-电中和与卷扫网捕,氯化铁絮凝的主要机制是卷扫网捕,这与相关研究的结论是一致的^[1,9,37,38]。

3 结论

(1)从微球的去除率来看,硫酸铝絮凝的最佳 pH = 6,最佳投加量在 70 mg/L 左右;氯化铁絮凝的最佳 pH = 7,在 0~100 mg/L 的范围内投加量越高去除效果越好;PAC 絮凝最佳 pH 为 6~7,最佳投加量为 20 mg/L。

(2)4℃低温条件下,3 种絮凝剂的去除率均明显低于常温.温度变化不会显著改变水中胶体的带电性质,温度对絮凝处理效果的影响可以认为主要是通过改变絮体结构和水流剪切力来实现。

参考文献:

[1] Xagoraki I, Harrington G W. Zeta potential, dissolved organic carbon, and removal of *Cryptosporidium* oocysts by coagulation and sedimentation[J]. Journal of Environmental Engineering, 2004, 130 (12): 1424~1432.

[2] Betancourt W Q, Rose J B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* [J]. Veterinary Parasitology, 2004, 126(1-2): 219~234.

[3] Dugan N R, Fox K R, Owens J H, et al. Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment[J]. Journal American Water Works Association, 2001, 93(12): 64~76.

[4] 胡万里. 混凝·絮凝剂·混凝设备[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001. 112~113.

[5] 金兆丰, 徐竟成. 城市污水回用技术手册[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 226~228.

[6] 陆柱, 蔡兰坤, 丛梅. 给水与用水处理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. 24~26.

[7] 张可方. 水处理实验技术[M]. 广州: 暨南大学出版社, 2003. 1~7.

[8] 孙丽欣. 水处理工程应用实验[M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2002. 14~18.

[9] 赵华章, 杨宏伟, 蒋展鹏, 等. 混凝沉淀过程中铝系混凝剂的形态转化规律[J]. 中国环境科学, 2005, 25(2): 183~187.

[10] Bourgeois J C, Walsh M E, Gagnon G A. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios[J]. Water Research, 2004, 38: 1173~1182.

[11] Schaldach C M, Bourcier W L, Shaw H F, et al. The influence of ionic strength on the interaction of viruses with charged surfaces under environmental conditions[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2006, 294(1): 1~10.

- [12] Dinku E, Young M, Pennell K, *et al.* Evaluating transport of *Cryptosporidium* oocysts through soils using polystyrene microsphere surrogates[A]. In: U. S. Geological Survey and University of Georgia. Proceedings of the 200 '1 Georgia Water Resources Conference[C]. America: Athens, 2001. 726 ~ 730.
- [13] Amirtharajah A, Young M, Pennell K, *et al.* Field transport of *Cryptosporidium* surrogate in small catchments used for grazing lands[R]. America: American Water Works Association Research Foundation, 2001.
- [14] Dirk S M, Colleen R, Diane M K, *et al.* Developing a prototype filter system for the removal of human pathogens from drinking water[A]. In: Geological Society of America Abstracts with Programs[C]. America: Salt Lake City, 2005. 473.
- [15] Baeza C, Ducoste J. A non-biological surrogate for sequential disinfection processes[J]. Water Research, 2004, **38**: 3400 ~ 3410.
- [16] Kim H S, Shikiya J, Akiba M, *et al.* Examination of monodispersed artificial particles similar to *C. parvum* oocysts in size as the removal surrogate of *Cryptosporidium*[J]. Journal of water supply: Rearch and Technology, 2004, **53**(1): 51 ~ 59.
- [17] Lau B L T, Harrington G W, Anderson M A, *et al.* Physicochemical aspects of *Cryptosporidium* surrogate removal in carbon block filtration[J]. American Water Works Association Journal, 2005, **97**(2): 92 ~ 101.
- [18] Emelko M B, Huck P M, Douglas I P. *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration[J]. American Water Works Association Journal, 2003, **95**(5): 173 ~ 182.
- [19] Emelko M B, Huck P M. Microspheres as Surrogates for *Cryptosporidium* Filtration[J]. American Water Works Association Journal, 2004, **96**(3): 94 ~ 105.
- [20] Emelko M B, Guembel K W, Douglas I P, *et al.* Assessing *Cryptosporidium* removal by filtration impacts of seeded concentration[A]. In: American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings[C]. America: Nashville, Tennessee, 2001.
- [21] 张彤, 胡洪营, 宗祖胜. 污水再生处理系统中隐孢子虫和贾第鞭毛虫检测方法的优化[J]. 环境科学, 2006, **27**(12): 2547 ~ 2552.
- [22] 张乐英, 徐得潜, 陈慧. 混凝过程最佳控制指标研究[J]. 合肥工业大学学报, 2003, **26**(6): 1179 ~ 1182.
- [23] 冯利, 汤鸿霄. 铝盐最佳混凝形态及最佳 pH 范围研究[J]. 环境化学, 1998, **17**(2): 163 ~ 168.
- [24] Adin A, Asano T. The role of physical-chemical treatment in wastewater reclamation and reuse[J]. Water Science and Technology, 1998, **37**(10): 79 ~ 90.
- [25] 苗晶, 岳钦艳, 高宝玉. 高浓聚合氯化铁混凝剂的制备及其混凝效果研究[J]. 工业水处理, 2002, **22**(8): 22 ~ 25.
- [26] 侯曼玲, 卫艳新, 盛利元, 等. 无机高分子絮凝剂混凝吸附性能的比较研究[J]. 工业水处理, 2003, **23**(11): 47 ~ 49.
- [27] 黄胜, 刘根凡, 李华飞. 聚铝和聚铁在造纸废水处理中的交互作用[J]. 华中科技大学学报, 2004, **32**(3): 51 ~ 53.
- [28] 刘会娟, 曲久辉. 铝的水溶液化学特征及其聚合物生成机制[J]. 高技术通讯, 2005, **15**(9): 106 ~ 111.
- [29] 张敬东, 徐金兰, 潘玲. 生活污水混凝处理试验研究[J]. 环境科学与技术, 2004, **27**(1): 30 ~ 31.
- [30] 赵志伟, 徐勇鹏. 控制混凝条件对天然有机物指标的去除影响[J]. 哈尔滨商业大学学报, 2003, **19**(2): 191 ~ 193.
- [31] 王红宇, 李久义, 栾兆坤, 等. 聚合氯化铁絮凝处理低温低浊水的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, **5**(12): 25 ~ 27.
- [32] 刘文君, 贺北平, 张锡辉. 生物预处理对受有机污染源水中胶体 Zeta 电位的影响研究[J]. 中国给水排水, 1996, **12**(4): 27 ~ 29.
- [33] 严煦世, 范瑾初. 给水工程[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1995. 251 ~ 284.
- [34] Schrader G A, Zwijnenburg A, Wessling M. The effect of WWTP effluent zeta-potential on direct nanofiltration performance[J]. Journal of Membrane Science, 2005, **266**: 80 ~ 93.
- [35] 郭玲, 武海顺, 金志浩. 电解质对细颗粒泥沙稳定性的影响研究[J]. 山西师范大学学报, 2004, **18**(3): 67 ~ 70.
- [36] Bustamante H A, Shanker S R, Pashley R M, *et al.* Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants[J]. Water Research, 2001, **35**(13): 3179 ~ 3189.
- [37] 初永宝, 高宝玉, 岳钦艳, 等. 聚合氯化铝中纳米 Al_3 形态的混凝效应[J]. 中国环境科学, 2005, **25**(4): 504 ~ 507.
- [38] 吴国荣, 王敏. 铝盐混凝剂的特性及其在水处理中的应用[J]. 江西科学, 2003, **21**(1): 67 ~ 70.