

俞文正, 杨艳玲, 卢伟, 等. 2009. 低温条件下絮体破碎再絮凝去除水中颗粒的研究 [J]. 环境科学学报, 29 (4): 791 - 796

Yu W Z, Yang Y L, Lu W, et al. 2009. Removal of particles through floc breakage and re-growth at low temperature [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29 (4): 791 - 796

低温条件下絮体破碎再絮凝去除水中颗粒的研究

俞文正^{1,*}, 杨艳玲², 卢伟¹, 李圭白¹

1. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090

2. 北京工业大学建筑工程学院, 北京 100022

收稿日期: 2008-05-21 修回日期: 2008-09-14 录用日期: 2009-02-06

摘要: 为了了解低温条件下絮体的形成、破碎、再絮凝过程在适当条件下对絮凝去除水中颗粒物的强化效果, 采用 PDA2000 透光率脉动检测仪对絮凝破碎再絮凝过程进行了在线监测。研究结果表明, 当电中和机理占主导作用时 (混凝剂投加量小于 $0.1 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$), 絮体破碎后能重新絮凝, 絮体大小能恢复到破碎之前; 而当网捕卷扫机理占主导作用时 (混凝剂投加量大于 $0.2 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$), 絮体的恢复情况不如电中和条件, 再絮凝能力降低。投加适量的腐殖酸会增加絮体破碎前后的分形维数, 但过量的腐殖酸则会降低破碎前后絮体的分形维数。絮体破碎再絮凝后其分形维数比破碎前高。腐殖酸的投加量并不会明显影响絮凝和破碎后再絮凝的 F 指数。电中和絮体破碎前初始絮凝时间越长破碎后沉后水浊度越低, 破碎后其浊度会比破碎前显著减小。较低投量的铝盐就能使得沉后水浊度降到很低, 因此可以降低混凝剂投量而达到更好的水处理效果。

关键词: 絮体破碎; 重新絮凝; F 指数; 电中和; 网捕卷扫

文章编号: 0253-2468 (2009) 04-791-06

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

Removal of particles through floc breakage and re-growth at low temperature

YU Wenzheng^{1,*}, YANG Yanling², LU Wei¹, LI Guibai¹

1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090

2. College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022

Received 21 May 2008; received in revised form 14 September 2008; accepted 6 February 2009

Abstract: The efficiency of coagulation and flocculation can be significantly improved through floc breakage and re-growth under appropriate conditions. At low temperature, the formation, breakage, and re-growth of flocs formed by kaolin with aluminum sulfate (alum) were investigated with PDA 2000 to explore the reversibility of broken flocs. There was a full re-growth of flocs when they were coagulated by charge neutralization; but when coagulated by sweep coagulation, the floc break-up process was distinctly irreversible. The presence of humic acid in water facilitated the re-growth of flocs. Proper quantities of humic acid in water could improve the fractal dimension of flocs, but excessive humic acid decreased the fractal dimension. The fractal dimension of flocs after re-growth was a little higher than that before breakage. At low temperature, humic acid did not influence the flocculation index (FI) dramatically. More importantly, the residual turbidity after re-growth of broken flocs decreased as the original coagulation time increased, and was significantly lower than that before floc breakage under charge neutralization conditions, which could reduce the dosage of coagulant required to reach similar residual turbidity.

Keywords: floc breakage; re-aggregation; FI value; charge neutralization; sweep flocculation

1 引言 (Introduction)

给水处理中絮体的大小和结构会影响固液分离的效果, 絮体形态在颗粒分离中具有重要的作用。水处理构筑物中部分空间会对絮体造成一定的破碎, 该现象得到了研究者的广泛关注, 相关的研

究内容包括絮体的抗破碎强度和破碎后再生长对絮体的大小、形态的影响。许多研究结果显示, 絮体破碎后不可完全恢复; 如由 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 和聚合氯化铝形成的絮体, 其破碎后再絮凝时絮体大小不可恢复到破碎前, 剩余浊度增加 (Yukselen et al., 2004)。絮体形成、破碎、重新絮凝的循环过程能重

基金项目: 国家科技重大专项资助 (No. 2008ZX07421-002, 2008ZX07422-005)

Supported by the National Municipal Science and Technology Project of China (No. 2008ZX07421-002, 2008ZX07422-005)

作者简介: 俞文正 (1982—), 博士研究生, E-mail: yuwenzheng_163@163.com; *通讯作者 (责任作者)

Biography: YU Wenzheng (1982—), Ph.D. candidate, E-mail: yuwenzheng_163@163.com; * Corresponding author

复若干次,但其重新形成的絮体将逐渐变小 (Solomentseva *et al*, 2007). Li等 (2007)也认为,絮体破碎后不可恢复.有研究表明,由天然水、Fe高岭土形成的卷扫絮体破碎后具有较差的重新生长的能力 (McCurdy *et al*, 2004; Jarvis *et al*, 2003). Jarvis (2005)等对天然有机物 (NOM)研究后认为,采用铝盐、铁盐和 polyDADMAC 聚合物作为絮凝剂时,絮体破碎后再絮凝表现为不完全可逆.

然而,另外的研究结果显示,絮体破碎后也能够恢复到破碎前的大小. Yukselen等 (2002)研究认为,对于正电荷聚合电解质,其絮体破碎后再絮凝过程基本可逆,剩余浊度与破碎前基本相同; Latex 絮体破碎后再絮凝时,其大小能恢复到破碎前的水平 (Soos *et al*, 2008; Jarvis *et al*, 2005). Shamou 等 (1996)对粉笔灰絮凝进行研究时发现,絮体的生长和破碎是可逆的. Chaignon等 (2002)研究认为,不投加混凝剂的活性污泥破碎再絮凝后能完全恢复,但其引用的资料表明 (Spicer *et al*, 1998; Clark *et al*, 1991),无机颗粒絮体破碎后均不能完全恢复.

以上研究成果描述了絮体破碎后再絮凝的情况,但并没有给出较为全面的结论,而且均未在低温下对絮体破碎再絮凝进行研究,也未曾有进一步研究利用这种方式对水中颗粒进行去除的报道.鉴于上述疑问和中国东北地区冬季水温较低的特点,本研究中拟在低温条件下,投加 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 盐对高岭土及高岭土-腐殖酸絮体进行絮凝,考察破碎后再絮凝的情况及其对水中颗粒去除效果,并对破碎后再絮凝的机理进行探讨.旨在发现一种新的强化混凝低温水的处理方法.

2 实验材料与方法 (Materials and methods)

2.1 实验材料

混凝剂: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 购于天津永大化学试剂开发中心,化学纯,储存液配置为 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (按 Al^{3+} 计算),配制后放置在 4 °C 的冰箱中,备用.

高岭土储备液:称量 100 g 高岭土 (上海奉贤奉诚试剂厂)加入 300 mL 去离子水中,在大口烧杯中磁力搅拌 20 min,同时用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 将其 pH 值调整到 7.5.静置 24 h 后将上清液取出并调整其固体含量为 $50.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,高岭土用粒度分析仪 (Mastersizer S, Malvern, UK)检测其平均颗粒大小为 $0.74 \mu\text{m}$.

腐殖酸储备液:称量 5 g 腐殖酸 (上海巨枫化学科技有限公司),加入 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaOH 溶液,磁力搅拌 24 h,用 $0.45 \mu\text{m}$ 无机纤维滤膜过滤,调整 pH 至 7.5,定容至 1 L,阴凉处储藏.在 680 nm 下氧化检测腐殖酸储备液的 TOC (SH-MADZU, TOC-V_{CPN})为 $1.94 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

2.2 实验配水

配水 是将高岭土悬浮液稀释到自来水 (哈尔滨)中使得配水中高岭土浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,配水是在配水的基础上加入 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (TOC)的储备腐殖酸,并将其放置 24 h,以达到吸附平衡.哈尔滨自来水具有中等的碱度 (约 $115 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,以 CaCO_3 计),水温为 $(8 \pm 2)^\circ\text{C}$,pH 约为 7.8.对配水水样用德国 WTW 公司 TURB555 R 浊度仪测定其浊度,2 种配水浊度均为 65 NTU 左右.

2.3 实验方法

采用透光率脉动检测仪 (PDA2000, Rank Brothers, Cambridge, UK)来监测絮凝过程.将 2.2 节中实验配水加入到 1 L 大口杯中,并在 ZR4-6 搅拌机 (深圳中润)中进行絮凝实验.实验检测操作过程与文献相似 (Yukselen *et al*, 2004).实验中用 PDA 检测的 Flocculation index (FI)指数来代表絮体絮凝效果好坏和絮体颗粒大小.在 FI 指数到达稳定之后加入不同量混凝剂,其后 FI 值每隔 2 s 用电脑采集 1 次.絮凝开始后首先以 $400 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度搅拌 1 min,然后以 $40 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度搅拌初始絮凝 0 ~ 15 min,以 $400 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度搅拌 1 min (图 2,图 3 中向上箭头表示破碎点),最后以 $40 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度搅拌 10 min.所有实验均重复 2 ~ 3 次.ξ 电位是在第 1 次快速搅拌 1 min 后取样,用 Zeta 电位仪 (Zeta sizer, Nano series, Malvern)测定其大小.静沉 30 min 测定水中剩余浊度.

絮体分形维数检测方法参照 Chakraborty 等 (2000)的实验方法:用渐缩玻璃管提取絮凝后期的絮体,将其移入另一透明方形玻璃器内 (器内水质与实验配水一致),移入时防止絮体发生破碎;然后在黑暗的环境下用红光照射,在红光相对一侧用带有清晰摄像头 (日本 computer) 的 CCD (MV-VD 130SM, microvision, 中国)拍摄絮体并保存于电脑中,采集频率为 $25 \text{ flashes} \cdot \text{s}^{-1}$,之后用 Scion-image 软件 (Scion Corporation)处理照片;絮体样本有 250 个左右,对全体絮体进行分析,计算出每个絮体的面积 (A_s)与长轴长度 (l).然后对式 (1)用最小二乘

法确定其分形维数 (D_2)大小.

$$A_s \sim P^2$$

(1)

3 实验结果 (Results)

由于 ξ 电位对絮凝机理分析起主导作用,现对实验中 2 种配水的 ξ 电位进行检测,结果如图 1 所示.图 1 表明,腐殖酸的加入会对 ξ 电位有一定的影响,0.1 mmol·L⁻¹ 混凝剂投加量下,混凝机理中电中和占主导作用,而当混凝剂投加量大于 0.2 mmol·L⁻¹ 下,网捕卷扫占主导作用.鉴于前期研究结果和部分研究者的研究结果表明 (Yukselen and Gregory, 2004),网捕卷扫占主导的情况下絮体破碎再絮凝沉后水浊度将升高,本研究中主要针对电中和占主导作用时絮体破碎再絮凝的情况进行了研究.

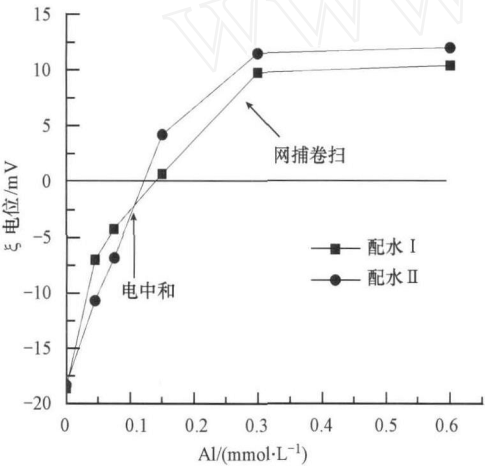


图 1 铝盐投加量对不同配水 ξ 电位的影响
Fig 1 Zeta potential of different model waters vs alum dose

3.1 实验配水

图 2 为絮凝剂投加量和破碎时间对重新絮凝的影响.图 2a 表明,絮凝剂投加量为 0.03 mmol·L⁻¹ 时,破碎时间为 2 min 时破碎过程中的 F 指数较低,但其重新增长的速度快于其它破碎时间.从图 2a 和 2b 中还能发现,絮体破碎后其 F 指数比破碎前的 F 指数高,絮凝效果增强.当初始絮凝时间为 2 min 时,其 F 值比其他初始絮凝时间的 F 指数要稍高.从图 2a、2b 看,当铝盐投量小于 0.1 mmol·L⁻¹ 时,絮体破碎后重新絮凝完全可逆,但重新絮凝后 F 指数随初始絮凝时间的增长又稍微下降.从图 2d 中发现,絮凝剂投加量高于 0.20 mmol·L⁻¹ 时,絮体破碎后,絮体破碎不完全可逆;而当初始絮凝时间超过 5 min 后,重新絮凝的 F 指

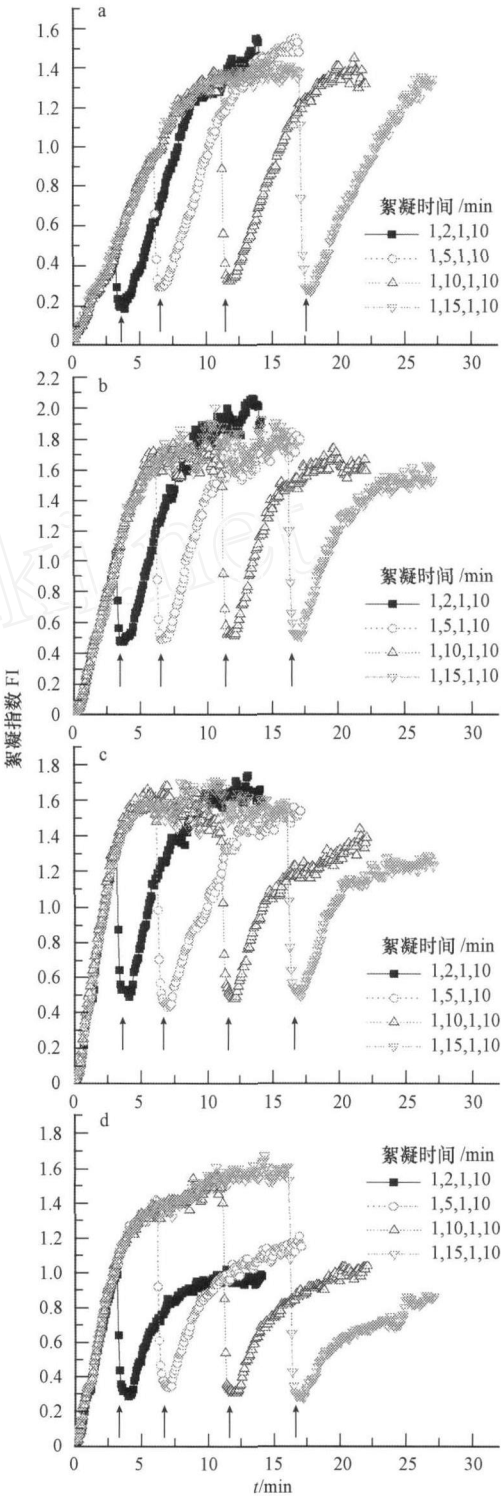


图 2 铝盐投量对配水 I 絮体破碎再絮凝的影响 (a 0.03 mmol·L⁻¹, b 0.05 mmol·L⁻¹, c 0.1 mmol·L⁻¹, d 0.2 mmol·L⁻¹)

Fig 2 Formation, breakage and re - formation of aggregates with different alum dosages and original coagulation times in model water : (a 0.03 mmol·L⁻¹, b 0.05 mmol·L⁻¹, c 0.1 mmol·L⁻¹, d 0.2 mmol·L⁻¹)

数随初始絮凝时间的增长而减少.当初始絮凝时间

为 2min 时,絮体破碎重絮凝后 FI 指数虽然和破碎前 FI 指数基本相等,但破碎前后絮体絮凝的趋势相差甚远.

3.2 实验配水

如图 3 所示,当混凝剂投量为 $0.05\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,絮体破碎后再絮凝能恢复到破碎前大小,初始絮凝时间的不同对絮体破碎后再絮凝的 FI 指数影响较小.当混凝剂投量为 $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,絮体破碎后均不能完全恢复,但再生能力均较大.当混凝剂投量为 $0.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,絮体破碎后再絮凝再生能力降低.比较图 2 和图 3,表明腐殖酸会使絮体容

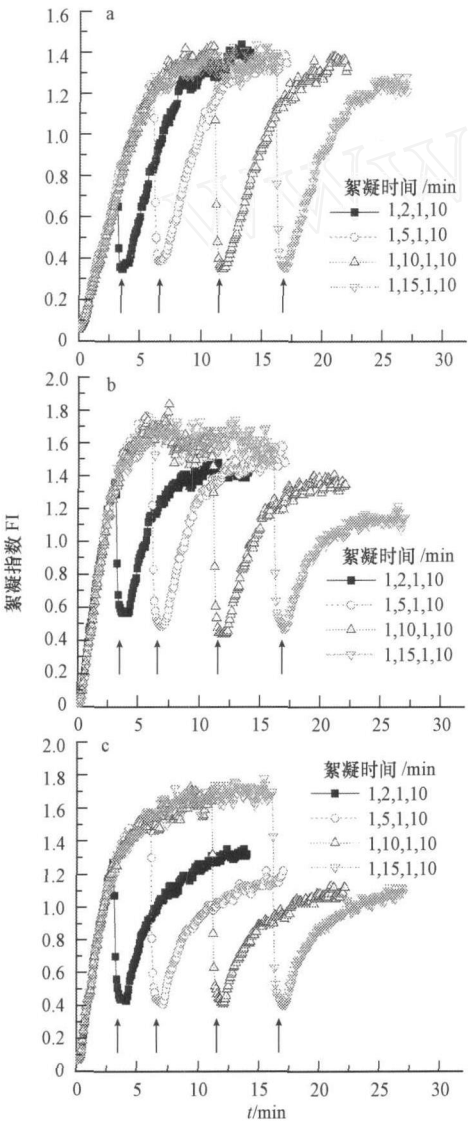


图 3 铝盐投量对配水 II 絮体破碎再絮凝的影响 (a $0.05\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, b $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, c $0.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$)

Fig 3 Formation, breakage and re-formation of aggregates with different alum dosages and original coagulation times in model water (a $0.05\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, b $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, c $0.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$)

易破碎;随着初始絮凝时间的增加,破碎后 FI 指数稍有下降,这可能是 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 沉淀的结果.图 4 为配水 I 和配水 II 的沉后水浊度,表明不同的初始絮凝时间,破碎后再絮凝沉后水剩余浊度均比破碎前的要低得多.当初始絮凝 5min 时破碎再絮凝的絮体沉后水浊度与初始絮凝时间为 10~15min 时很接近,并且铝盐投加量为 $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $0.2\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时在初始絮凝 5min 后沉后水浊度基本相等.因此,可以认为 $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 为破碎再絮凝的较优投药量.

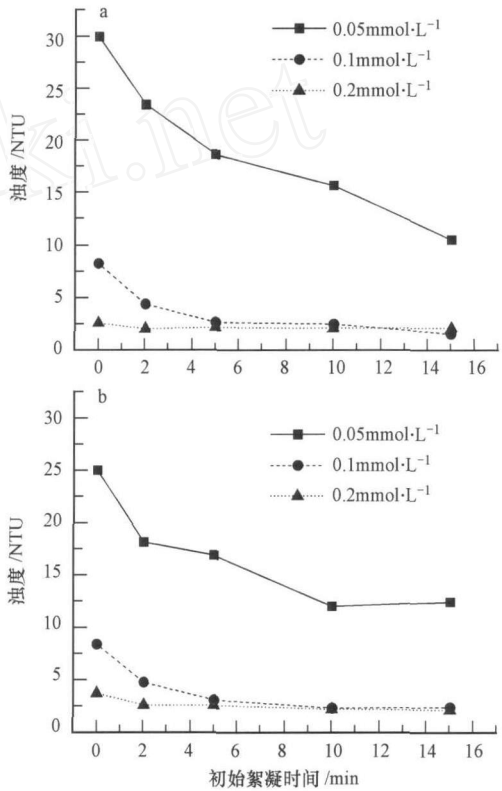


图 4 破碎再絮凝初始絮凝时间和铝盐投量对剩余浊度的影响 (a 为配水 I, b 为配水 II)

Fig 4 Residual turbidities influenced by original coagulation time and alum dosage in model waters (a) and (b)

3.3 腐殖酸浓度对絮体破碎再絮凝的影响

上述研究表明,腐殖酸会影响水中颗粒的絮凝和破碎再絮凝情况,因此,对配水中不同腐殖酸加入量对絮凝效果的影响也进行了研究.由于在网捕卷扫絮凝机理占主导作用的机理下,絮体破碎后剩余浊度变差.因而根据图 1 中 ξ 电位随混凝剂投加量变化和图 4 沉后水浊度与混凝剂的关系,选择 $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 铝盐这一电中和条件下对絮体破碎进行研究.图 5 为在 $0.1\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 铝盐投量下,不同腐殖酸浓度对絮体破碎前后 FI 指数、分形维数和剩余

浊度的影响.由图可知,腐殖酸对FI指数影响不大,絮体破碎再絮凝后FI指数稍微下降.如图5b所示,相同混凝剂投量,在低腐殖酸浓度条件下,由于混凝剂投加量相对较多,分形维数较大;而高腐殖酸浓度下,混凝剂相对较少,分形维数相对较小,絮体较松散.这与部分研究者的研究结果相同(Li *et al*, 2006).而絮体由高岭土形成时,由于絮体形成不密实,分形维数较小.絮体破碎后,絮体表面的分支被切断,并且絮体更加密实,絮体破碎后再絮凝絮体分形维数比破碎前分形维数高,与Li等(1997)的研究结果相同.

图5还表明,在一定铝盐投量下,腐殖酸投加量

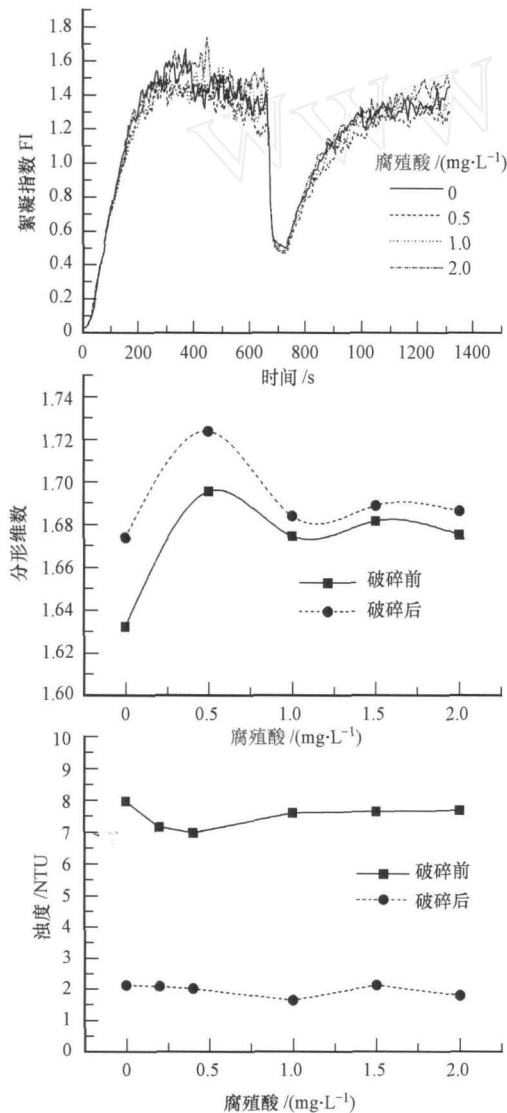


图5 不同腐殖酸对絮体破碎前后FI指数、分形维数和剩余浊度的影响

Fig 5 The influence of humic acid quantity on FI value, fractal dimension and residual turbidity before and after breakage

的不同虽然会影响絮凝效果,但在低温条件下并不会对絮体破碎再絮凝的剩余浊度有较大的影响(常温下影响较大,具体数据未列),破碎再絮凝沉后水浊度比破碎前显著降低.

综上,低温条件下,适量的腐殖酸会使得絮体的分形维数增加,腐殖酸量会与剩余浊度影响不大,絮体破碎再絮凝后沉水浊度比破碎前显著减小.

4 讨论 (Discussion)

絮体在破碎前后溶液pH值基本不变,颗粒表面平均 ξ 电位基本维持不变(破碎前后变化不超过1 mV),因此,絮体破碎前后铝盐及其聚合铝盐正离子浓度变化较少;而絮体破碎前后表面电荷会发生变化,絮体破碎时部分表面电荷将重新分布,破碎表面会带正电、负电或者中性(McCurdy *et al*, 2004),而这很大程度上与初始铝盐投量有关.

初始絮凝时间对再絮凝后沉后水浊度的影响较大.初始絮凝时,由于高岭土表面各向异性,而且颗粒中吸附电荷的能力不同,使得一部分颗粒表面具有带有较多正电荷,而另一部分带的电荷较少.初始絮凝时,随着絮凝时间的增加,核心颗粒吸附的带较少正电荷的颗粒增多,破碎后絮体由于电荷重新分配或转移,使得破碎后絮体表面电荷越均匀,带正电荷的絮体越多.

当电中和机理占主导作用时,随着初始絮凝时间的增加,絮体逐渐增大,絮体破碎后再絮凝絮体核心增多,但表面电荷变得更加均匀,颗粒大小也较均匀.根据Kobayashi等(1999)的研究结果,颗粒之间的力是由粘结力和微小絮体(簇)之间的接触点数决定的.絮凝时间越长,破碎后微小絮体表面电荷越均匀,它们之间的接触点数就会越少,故再絮凝絮体大小随初始絮凝时间的增加而减小,这符合图2的结果.但是,由于随初始絮凝时间的增长,破碎时带正电荷的微小絮体增多,因而具有吸附能力的絮体表面积增多,难以去除的颗粒被吸附到絮体表面的几率增加,并且破碎后再絮凝分形维数增加,促进了絮体的沉降性能,使得沉后水浊度降低.

当网捕卷扫机理占主导作用时,絮体破碎后由于电荷重新分布,微小絮体表面正电荷比破碎前均匀,小絮体之间由于电荷排斥作用,它们之间的碰撞几率减少;并且此时絮体分形维数较大(Spicer *et al*, 1998; Li *et al*, 1997),小絮体之间碰撞黏附几率减少,这2个原因导致了重新絮凝效果变差.

高岭土会吸附部分腐殖酸到颗粒表面,大部分腐殖酸与铝盐络合聚集在一起,像高分子聚合体一样通过吸附架桥将颗粒吸附到一起 (Stechmesser *et al*, 2001),一定程度上促进了絮体的成长.但是,当絮体破碎后,通过腐殖酸吸附到一起的颗粒由于腐殖酸间化学键受到破坏 (Jarvis *et al*, 2005),颗粒之间再絮凝能力有所降低.在低温条件下,由于絮体增大缓慢,破碎后铝盐絮体恢复能力也较大,絮体分形维数增加 (图 5),故絮体具有较好的沉降性,这为此方法在低温中的应用提供了很好的条件.

据此,可以认为,当电中和机理占主导作用时,产生微小絮体时打破并重新絮凝,可以提高水中颗粒物的去除;而当网捕卷扫机理占主导作用时,其沉后絮体是可以重新利用,将絮体进行回流作为电中和时带有较多正电荷的絮体,这样既可以减少铝盐投量,减少沉后污泥排放,又可以降低出水的颗粒浓度.

5 结论 (Conclusions)

1)在低温条件下,通过絮体破碎再絮凝的方法在适当条件下可以强化去除水中颗粒物,显著提高水中颗粒的去除效果,为去除水中颗粒提供了一种新的处理方法.

2)在电中和为主导絮凝机理的条件下,絮体破碎前初始絮凝时间越长破碎后沉后水浊度越低,破碎后其浊度会比破碎前显著减小,并减少了混凝剂的投加量.

3)在电中和为主导作用机理时,絮体破碎后能完全恢复,絮体大小能恢复到破碎前;而在卷扫絮凝为主导作用机理时,絮体在破碎后再絮凝不可完全恢复.

4)在一定混凝剂投量情况下,低温下不同投加量的腐殖酸对絮体破碎后再絮凝影响较小;但适量腐殖酸却能提高破碎前后絮体的分形维数.低温下,腐殖酸的投加量对破碎后再絮凝沉后水的浊度稍有影响,并没较大影响破碎后再絮凝沉后水浊度.

参考文献 (References):

Chaignon V, Lartiges B S, El Samrani A, *et al* 2002. Evolution of size distribution and transfer of mineral particles between flocs in activated sludges: an insight into floc exchange dynamics[J]. *Water*

Res, 36: 676—684

Chakraborti R K, Atkinson J F, Vanbenschoten J E. 2000. Characterization of Alum floc by image analysis[J]. *Environ Sci Technol*, 34: 3969—3976

Clark M M, Fbra J R V. 1991. Floc restructuring in varied turbulent mixing[J]. *J Colloid Interface Sci*, 147: 407—421

Jarvis P, Jefferson B, Parsons S A. 2005. Breakage, regrowth, and fractal nature of natural organic matter flocs[J]. *Environ Sci Technol*, 39: 2307—2314

Jarvis P, Jefferson B, Parsons S A. 2003. The duplicity of floc strength [A]. *Proceedings of the Nano and Micro Particles in Water and Wastewater Treatment Conference* [C]. International Water Association: Zurich, Switzerland

Kobayashi M, Adachi Y, Ooi S. 1999. Break up of Fractal Flocs in a Turbulent Flow[J]. *Langmuir*, 15: 4351—4356

Li T, Zhu Z, Wang D, *et al* 2007. The strength and fractal dimension characteristics of alum-kaolin flocs[J]. *Int J Miner Process*, 82: 23—29

Li T, Zhu Z, Wang D, *et al* 2006. Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms[J]. *Powder Technology*, 168: 104—110

Li X, Logan B E. 1997. Collision frequencies between fractal aggregates and small particles in a turbulently sheared fluid[J]. *Environ Sci Technol*, 31: 1237—1242

McCurdy K, Carlson K, Gregory D. 2004. Floc morphology and cyclic shearing recovery: comparison of alum and poly - aluminum chloride coagulants[J]. *Water Res*, 38: 486—494

Shanlou P A, Gierczycki A T, Titchener - Hooker N J. 1996. Breakage of flocs in liquid suspensions agitated by vibrating and rotating mixers [J]. *The Chemical Engineering Journal*, 62: 23—34

Solomentseva I, Barany S, Gregory J. 2007. The effect of mixing on stability and break - up of aggregates formed from aluminum sulfate hydrolysis products[J]. *Colloids and Surfaces (A: Physicochem Eng Aspects)*, 298: 34—41

Soos M, Moussa A S, Ehrl L, *et al* 2008. Effect of shear rate on aggregate size and morphology investigate under turbulent conditions in stirred tank[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 319: 577—589

Spicer P T, Pratsinis S E, Raper J, *et al* 1998. Effect of shear schedule on particle size, density, and structure during? occlusion in stirred tanks[J]. *Powder Technology*, 97(1): 26—34

Stechmesser H, Dobias B. 2001. Coagulation and Flocculation (second edition) [M]. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis, 195—196

Yukselen M A, Gregory J. 2002. Breakage and reformation of alum flocs [J]. *Environ Eng Sci*, 19: 229—236

Yukselen M A, Gregory J. 2004. The reversibility of floc breakage[J]. *Int J Miner Process*, 73: 251—259