

聚合氯化铝(PACl)混凝絮体的破碎与恢复

张忠国¹, 栾兆坤^{1*}, 赵颖², 崔建华³, 陈朝阳¹, 李燕中¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085; 2. 华中师范大学生命科学学院, 武汉 430079; 3. 北京自来水集团有限责任公司水质监测中心, 北京 100031)

摘要:通过烧杯实验以及在线粒度监测考察了聚合氯化铝(PACl)混凝所生成絮体的破碎以及随后絮体的恢复情况. 结果发现, 絮体的破碎以及恢复情况因混凝区域的不同而呈现不同的规律. 在稳定区, 絮体的强度较大, 不易破碎, 且破碎后的絮体可进一步增长, 其恢复因子高达 259%; 在电中和混凝区, 絮体的强度最小, 易于破碎, 但破碎后可完全恢复; 在再稳区和卷扫混凝区, 絮体的强度较大, 不易破碎, 但破碎后不能完全恢复, 其中后者的恢复因子仅为 18.6%. 再搅拌强度越大, 对絮体的破碎及恢复程度的影响越大. 对于卷扫混凝, 经再搅拌破碎后而得到部分恢复的絮体, 相对于未经再搅拌的絮体而言, 其絮体层与水体间界面的沉降高度及平均沉降速率均较低, 且在絮凝沉降区和区域沉降区, 该絮体界面的瞬时沉降速率在同一絮体浓度下均较低, 但在压缩沉降区, 二者的瞬时沉降速率相同.

关键词:聚合氯化铝(PACl); 絮凝; 絮体; 电中和; 卷扫混凝; 再搅拌

中图分类号: X505; X703.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)02-0346-06

Breakage and Regrowth of Flocs Coagulation with Polyaluminum Chloride (PACl)

ZHANG Zhong-guo¹, LUAN Zhao-kun¹, ZHAO Ying², CUI Jian-hua³, CHEN Zhao-yang¹, LI Yan-zhong¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. School of Life Science, Central China Normal University, Wuhan 430079, China; 3. Water Quality Monitoring Center, Beijing Waterworks Group Limited Company, Beijing 100031, China)

Abstract: The conventional jar test and the monitoring technique of floc size in line were employed to investigate the breakage and regrowth of the flocs formed by PACl. It was found that the breakage and regrowth of flocs varied with coagulation zones. The flocs formed in stabilization zone were of high strength and difficult to break, and could regrow better after broken, with the recovery factor of up to 259%. The flocs formed in charge neutralization zone were of the lowest strength and prone to break, but could reform completely after broken. The flocs formed in restabilization and sweep coagulation zones were also of high strength and difficult to break, but significantly irreversible after broken. The recovery factor of the broken flocs in sweep coagulation zone was only 18.6%. The effects of remixing on the breakage and regrowth of flocs increased with remixing intensity. In sweep coagulation zone, the settling height and mean settling velocity of the interface between flocs blanket and water were lower for the broken and partly reforming flocs than for those unbroken. Moreover, in flocculation settling and zone settling zones, the instantaneous settling velocity of the interface at the same flocs concentration was also lower for the broken flocs than for those unbroken, but in compression settling zone, the instantaneous settling velocity was the same whether the flocs were broken or not.

Key words: polyaluminum chloride (PACl); flocculation; flocs; charge neutralization; sweep coagulation; remixing

絮体的破碎(breakage)是其生长过程中(絮体的生长伴随着絮体的破碎)或输送过程中(如自混凝单元进入沉淀单元)经常发生的现象, 一般分为破损(erosion)与破裂(fragmentation)2 种情况^[1]. 前者是指絮体表面微小颗粒的脱落, 从而导致絮体粒径的减小以及水体中微小颗粒的增加; 后者是指较大絮体断裂成多个尺寸相近的较小絮体, 而水体中的原始颗粒浓度却没有增加. 絮体破碎的机理决定于水体中的涡旋与絮体之间的相对大小, 小于絮体的涡旋易使絮体发生破损, 而大于絮体的涡旋则易导致絮体破裂^[2,3]. 絮体破碎的程度决定于搅拌强度、搅拌时间以及絮体强度等. 絮体破碎后, 如施以适当强度的慢速搅拌, 会有不同程度的恢复. 以硫酸铝等单分子盐类作为混凝剂的研究表明, 絮体的恢复程度与

混凝机理有关, 电中和混凝生成的絮体一般能够完全恢复, 而卷扫混凝生成的絮体难以恢复^[4].

目前, 关于絮体破碎及其恢复情况的研究主要是针对单分子的传统混凝剂(如铝、铁的硫酸盐或氯化盐等)而进行的, 但对于应用日益广泛的聚合氯化铝(PACl), 尚未进行系统的研究. PACl 与传统单分子混凝剂在分子结构、水解生成沉淀的条件以及混凝絮体的形态、性质等方面均存在差别^[5-7], 所以不能将传统混凝剂得到的研究结果直接应用于 PACl.

收稿日期: 2006-02-23; 修订日期: 2006-03-16

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601310); 国家自然科学基金项目(20577061, 40673003)

作者简介: 张忠国(1974~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水体污染物分离技术与设备, E-mail: cn.zhang@163.com

* 通讯联系人, E-mail: luanzk@rcees.ac.cn

因此,有必要系统研究 PACl 混凝所生成絮体的破碎及恢复情况.本研究以高岭土悬浊液作为模拟废水,在烧杯试验的基础上,采用在线粒度监测技术,通过考察残余浊度、Zeta 电位、絮体的粒径及沉降速率等系统研究了 PACl 在不同混凝机理下所生成絮体的破碎以及随后絮体的恢复规律等.

1 材料与方法

1.1 高岭土悬浊液的配制

Packham 发现,高岭土悬浊液与英国多个河流中矿物的悬浊液具有相似的性质,所以常被用作模拟矿物废水^[8].实验采用的高岭土(化学纯)的粒径分布范围为 $0.275 \sim 39.8 \mu\text{m}$,平均体积粒径为 $10.1 \mu\text{m}$.其储备液($2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$)是将 10 g 粉末状高岭土混合于 5 L 自来水中而得到,快速搅拌约 24 h 后待用.实验所用的悬浊液由储备液稀释得到,浓度均为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,相应的浊度为 68 NTU .

北京自来水的主要水质指标为: $\text{SO}_4^{2-} = 36.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{Cl}^{-} = 13.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3^{-} = 9.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{pH} = 7.2$, $\text{Fe} < 0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总硬度(按 CaCO_3 计)为 $224 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,碱度(按 CaCO_3 计)为 $145 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,高锰酸盐指数为 $1.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,电导率为 $370 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

1.2 聚合氯化铝溶液的配制

实验采用的聚合氯化铝是市售(南宁化工股份有限公司)的粉末状产品,碱化度(OH/Al)为 1.35 , Al_2O_3 含量为 30% .储备液是将聚合氯化铝溶于去离子水而得到,浓度为 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (以 Al 计,下同).实验所用的新鲜 PACl 溶液为 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$,于每批实验前 1 d 由储备液稀释得到,以避免老化现象,提高可重复性^[9].

1.3 烧杯实验

实验使用的混凝设备为北京岱远测控技术开发中心研制的 JTY 型六联混凝实验搅拌器,搅拌桶的内径为 105 mm ,有效容积为 1 L .所有实验均在最终 pH 为 8.0 的条件下进行,通过盐酸或氢氧化钠溶液调节 pH 值,所需酸或碱的量预先由滴定实验确定.在每次混凝实验前将适量的酸或碱加入高岭土悬浊液中,混合均匀后再加入 PACl 溶液.悬浊液的温度为 $15^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$.

确定 PACl 用量的实验在快速搅拌($G = 245 \text{ s}^{-1}$) 3 min ,慢速搅拌($G = 15 \text{ s}^{-1}$) 10 min ,然后沉降 10 min 的情况下进行.快速搅拌结束时取 5 mL 的悬浊液测试颗粒表面的 Zeta 电位(Zetasizer2000 型 Zeta 电

位仪,英国 Malvern 公司),沉降结束时自液面下 10 mm 处取出 25 mL 的液体,测量其残余浊度(2100N 型浊度仪,美国 Hach 公司).根据残余浊度及 Zeta 电位确定 PACl 的最佳用量及其混凝机理.

絮体的破碎及恢复实验:在正常混凝程序中(快速搅拌: $G = 245 \text{ s}^{-1}$, 3 min ;慢速搅拌: $G = 15 \text{ s}^{-1}$, 10 min)的慢速搅拌结束时,继续以较大的搅拌强度(实验中分别为 96 s^{-1} 和 244 s^{-1})搅拌 2 min (在这里称为再搅拌),接着再以 $G = 15 \text{ s}^{-1}$ 的强度慢速搅拌 10 min ,然后沉降 10 min ,最后取样、测残余浊度.同时,实验还测定了快速搅拌结束时以及再搅拌结束时体系的 Zeta 电位,也测定了在卷扫混凝机理下,因再搅拌($G = 244 \text{ s}^{-1}$, 2 min)破碎的絮体经一定程度的恢复后,絮体层与水体之间界面的沉降情况.此外,通过英国 Malvern 公司出品的 Mastersizer2000 型激光粒度仪在线测定絮体粒径的变化情况,测定方法详见文献[7].

2 结果与讨论

2.1 聚合氯化铝用量及混凝机理的确定

聚合氯化铝的用量根据高岭土悬浊液混凝、沉淀后的残余浊度确定,同时测定高岭土颗粒的 Zeta 电位,以说明其混凝机理.由图 1 可见,随着 PACl 用量的增加,相继出现混凝过程的 4 个典型区域,依次为稳定区、电中和脱稳(混凝)区、再稳区及卷扫混凝区^[10],其中电中和及卷扫混凝区是以浊度去除率高于 95% 而界定的.但应指出的是,在 25°C 下重复该实验时,再稳区基本消失.这是由于温度的升高,悬浊液在恒定 pH 下 OH^{-} 浓度升高,从而降低混凝剂的电中和能力,并增加胶体颗粒的负电性,使微小絮体之间的静电斥力减小^[11,12].在电中和脱稳区, PACl 用量较少,投药量范围较窄,约为 $0.8 \sim 3.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;在卷扫混凝区, PACl 用量较多,投药量范围较宽,约大于 $27.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.从经济上讲,电中和混凝可降低处理费用,但由于投药量范围较窄,水质变化较大时难以控制投药量.卷扫混凝会增加操作成本,但由于投药量范围较宽,采用适当的药量可在一定程度上缓解水质变化所带来的不利影响.该实验在电中和及卷扫混凝时的最佳投药量分别为 2.16 和 $54.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,对应的残余浊度分别为 0.395 和 0.540 NTU .随后的电中和及卷扫混凝实验均分别在这 2 个投药量下进行.

2.2 絮体的破碎及恢复对残余浊度的影响

絮体破碎及恢复程度的差异最终表现为体系沉

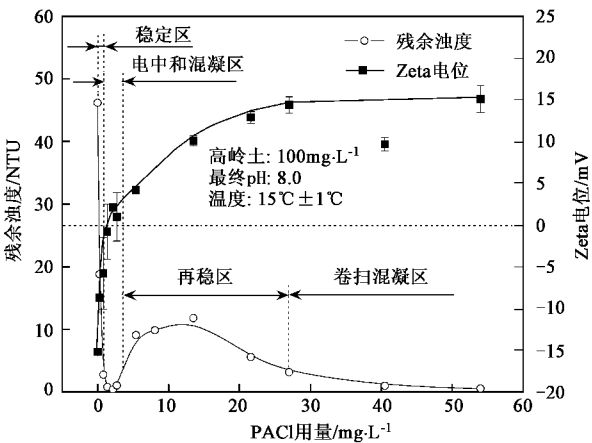


图 1 PACl 用量对高岭土悬浊液混凝过程的影响

Fig.1 Effects of PACl dosage on the coagulation of kaolin suspension

降后残余浊度的不同.实验考察了不同混凝区域(机理)的絮体破碎及恢复情况,以及不同再搅拌强度(分别为 96 和 244 s⁻¹,均搅拌 2 min)的影响,并与没有再搅拌时的情况进行对比.实验结果如图 2 所示.图 2 中 PACl 用量为 0.270、2.16、13.5 和 54.0 mg·L⁻¹,所对应的混凝区域(机理)分别为稳定区、电中和混凝、再稳区以及卷扫混凝.由图 2 可见,再搅拌对 PACl 电中和混凝体系的残余浊度基本没有影响,但可使卷扫混凝体系和处于再稳区的体系的残余浊度升高.出人意料的是,再搅拌导致处于稳定区的体系的残余浊度明显降低.这说明经再搅拌而破碎的絮体,在电中和混凝区能够完全恢复,在卷扫混凝区和再稳区只能部分恢复,而在稳定区能够得到进一步增长.这在随后的在线粒度监测结果中更为直观.其中 PACl 在电中和及卷扫混凝区的絮体破碎及恢复规律与硫酸铝等传统混凝剂的规律相一致^[4].此外,图 2 也表明,再搅拌强度越大其影响越显著.例如,当未予再搅拌时,处于稳定区、再稳区以及卷扫混凝区的体系的残余浊度分别为 7.25、5.67 和 0.884 NTU;当再搅拌强度为 96 s⁻¹时,三者的残余浊度分别为 3.01、5.84 和 0.958 NTU;而当再搅拌强度升至 244 s⁻¹ 时,三者的残余浊度则分别为 2.05、6.75 和 2.34 NTU.

絮体破碎及恢复的影响机制目前还不十分清楚.Yukselen^[6]等认为电中和混凝时絮体的长大主要是一个物理过程,与化学键的破坏与否无关,因此破碎后的絮体能够恢复,而卷扫混凝时絮体的长大主要是化学过程,絮体破碎的同时可能导致化学键的破坏,因此絮体难于恢复.此外,Jarvis 等^[7]发现絮体破碎后,其分形维数升高,这也可能会影响其恢复.

对于稳定区的絮体,破碎后经慢速搅拌能够进一步增长的现象,可能是由于再搅拌结束时,微小絮体的 Zeta 电位趋近 0 点(图 3),絮体间的排斥力减小.图 3 同时显示再搅拌后,再稳区及卷扫混凝区絮体的 Zeta 电位略有下降,而电中和混凝絮体的 Zeta 电位略有上升.由于卷扫混凝主要是依靠混凝剂水解生成的无定形沉淀物的网捕作用去除原水中的颗粒物^[10],颗粒的 Zeta 电位影响很小,所以尽管再搅拌后,卷扫混凝区微小絮体的 Zeta 电位趋近 0 点,但其残余浊度依然升高.

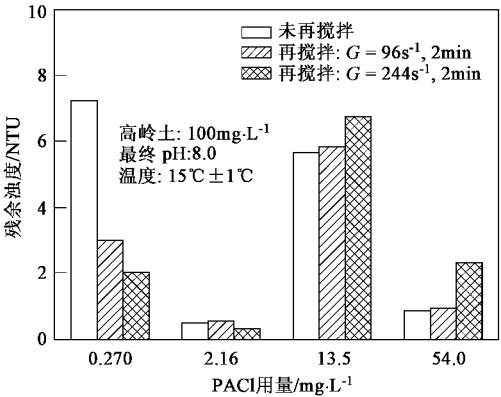


图 2 不同混凝区域的体系的残余浊度

Fig.2 Residual turbidity of the suspension in different coagulation zones

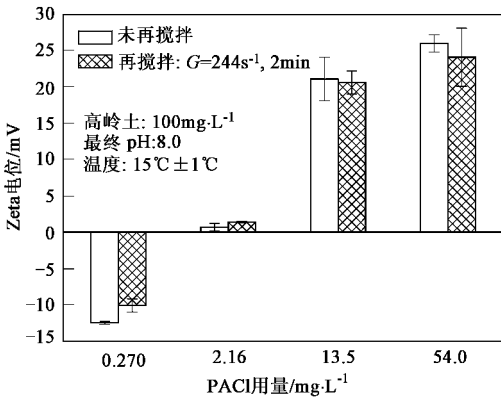


图 3 不同混凝区域絮体的 Zeta 电位

Fig.3 Zeta potential of the flocs in different coagulation zones

2.3 絮体粒径在絮体破碎及恢复过程中的变化规律

絮体破碎及恢复情况,不仅表现在体系残余浊度的变化,也表现在絮体粒度的变化.絮体的粒径能够直接反映再搅拌对絮体的破坏程度以及随后絮体的恢复情况.一些研究者^[6,13,14]提出以絮体的破碎因子(breakage factor) B_f 及恢复因子(recovery factor) R_f

表示絮体的破碎与恢复程度,以强度因子(strength factor) S_f 表示絮体的强度.它们的定义分别为:

$$B_f = \frac{d_a - d_b}{d_a} \times 100\% \tag{1}$$

$$R_f = \frac{d_c - d_b}{d_a - d_b} \times 100\% \tag{2}$$

$$S_f = \frac{d_b}{d_a} \times 100\% \tag{3}$$

式中, d_a 表示絮体破碎前的粒径, d_b 表示絮体破碎所达到的最小粒径, d_c 表示絮体恢复后的粒径.

不同混凝区域的絮体破碎及恢复过程的在线粒度监测结果如图 4 所示,其中图 4(a)~(d)分别代表发生在稳定区、电中和混凝区、再稳区及卷扫混凝区的 4 个混凝过程,实验条件同图 3.由图 4(a)和 (b)可见,对于发生在稳定区和电中和混凝区的混凝

过程,再搅拌导致絮体发生破碎现象,絮体的粒径降低,尤其后者十分显著,但在随后的慢速搅拌过程中,絮体的粒径得到完全恢复,且其恢复后的粒径均大于破碎前的粒径.这 2 种情况下絮体的破碎因子分别为 19.3%和 41.1%,恢复因子分别为 259%和 155%,强度因子分别为 81.7%和 58.9%.相对而言,前者的絮体强度较大,不易破碎,且破碎后的恢复程度远大于后者.对于发生在再稳区的混凝过程见图 4(c),再搅拌也导致絮体颗粒发生明显的破碎现象,但破碎后的絮体不能完全恢复,其破碎因子为 31.3%,恢复因子为 84.5%,絮体的强度因子为 68.7%.而对于发生在卷扫混凝区的混凝过程见图 4(d),再搅拌不能导致絮体颗粒发生明显的破碎现象,且破碎后的絮体不能完全恢复,其破碎因子为 7.4%,恢复因子仅为 18.6%,但强度因子却高达 92.6%.

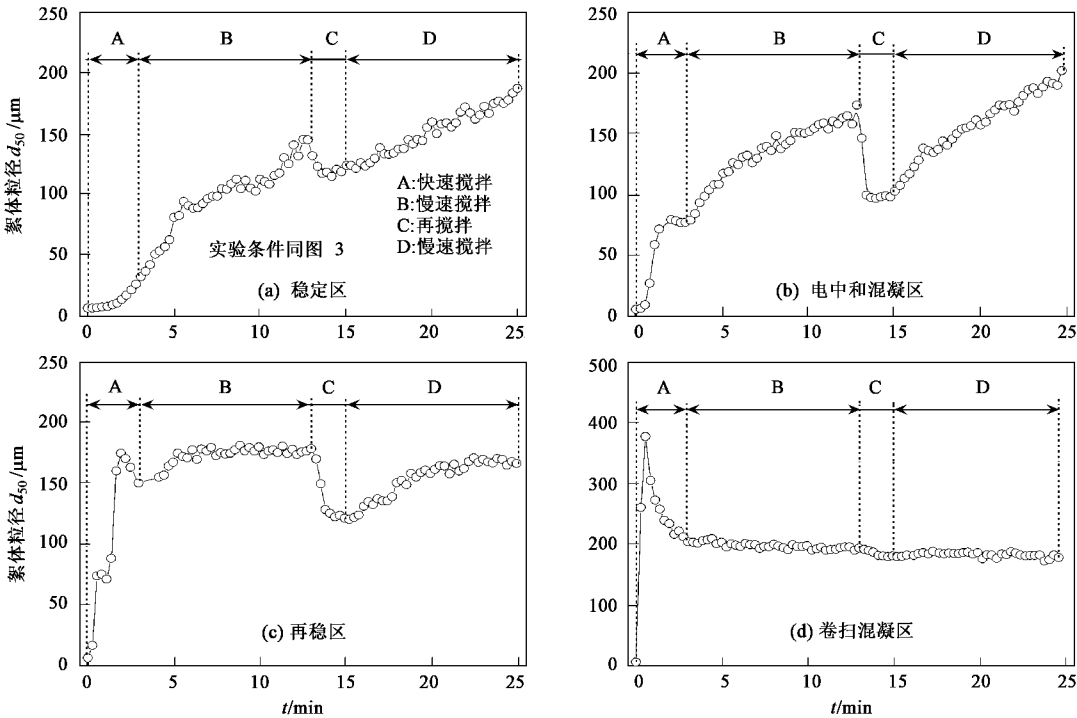


图 4 不同混凝区域的絮体破碎及恢复过程的粒径变化

Fig.4 Evolution of floc size during the breakage and regrowth in different coagulation zones

以上结果表明,电中和混凝过程所生成絮体的强度最小,最易于破碎,但破碎后的絮体易于恢复;而对于卷扫混凝所生成的絮体,尽管其强度很大,不易破碎,但破碎后难于恢复.对于发生在稳定区和电中和混凝区的混凝过程,破碎后的絮体经慢速搅拌恢复后的粒径大于破碎前的现象,在他人^[6,7]的研究中也出现过.这说明在有些情况下,絮体的破碎会带

来有利的影响.对于絮体破碎及恢复后体系残余浊度升高的情况,絮体的粒度相应地减小^[6,7],这在以上的结果中也得到体现.

2.4 絮体的破碎及恢复对其沉降过程的影响

絮体的破碎以及随后的恢复状况,会对絮体的沉降过程产生影响.对于较低浓度原水所发生的电中和混凝,絮体的沉降规律比较简单,主要发生自由

沉降;而对于卷扫混凝,由于投药量较多,水体中絮体浓度较高,其沉降规律比较复杂.本实验重点考察了 PACl 卷扫混凝时,絮体破碎及恢复对其沉降过程的影响.由于卷扫混凝时 PACl 用量较大,生成的沉淀物较多,絮体的总浓度较高,絮体自沉降开始即形成较明显的絮体层(污泥层),与水体间形成一界面.该界面随着沉降的进行逐渐清晰.本实验记录了该界面的沉降高度 H_t 随时间 t 的变化规律,并据此得出平均沉降速率 V_m ($V_m = H_t/t$) 的变化情况,如图 5 所示.在任一时刻,因再搅拌破碎的絮体经一定程度的恢复后,其界面的沉降高度均低于未经再搅拌的絮体,见图 5(a),界面的平均沉降速率也低于未经再搅拌的絮体,见图 5(b).根据图 5(a)可得到界面的瞬时沉降速率 V_i ($V_i = dH_t/dt$),如图 6(a)所示.由图 5(b)和图 6(a)可看出,界面的平均及瞬时沉降速率在沉降的初始阶段均随沉降的进行而增加,达到最大值后,随沉降时间的延长而降低.因再搅拌破碎而未完全恢复的絮体,其界面的平均及瞬时沉降速率达到最大值所需的时间增加.

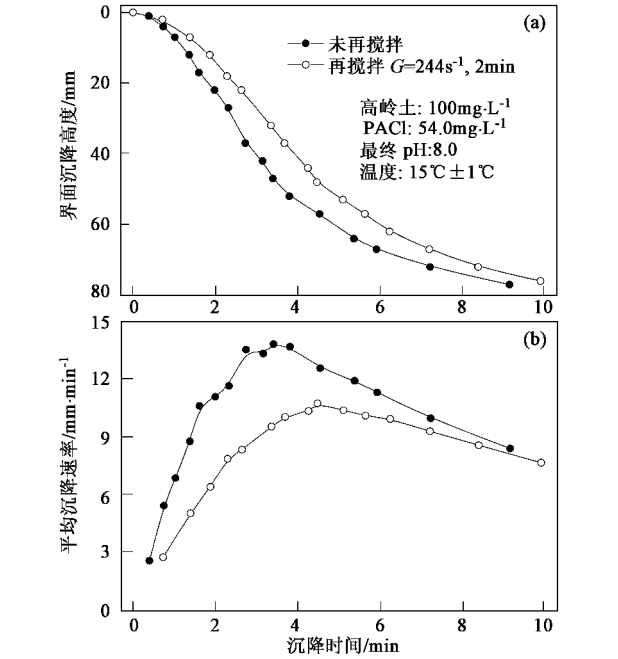


图 5 再搅拌对卷扫混凝絮体沉降过程的影响

Fig.5 Effects of remixing on the settling of the flocs in sweep coagulation

随着界面的下沉,界面以下絮体层的浓度逐渐升高,这种浓度的变化反过来会影响界面的沉降速率.絮体浓度对界面瞬时沉降速率的影响,可以粗略划分为如图 6(b)(絮体的相对体积浓度是指界面以下絮体的浓度与絮体沉降前初始浓度的比值)所示

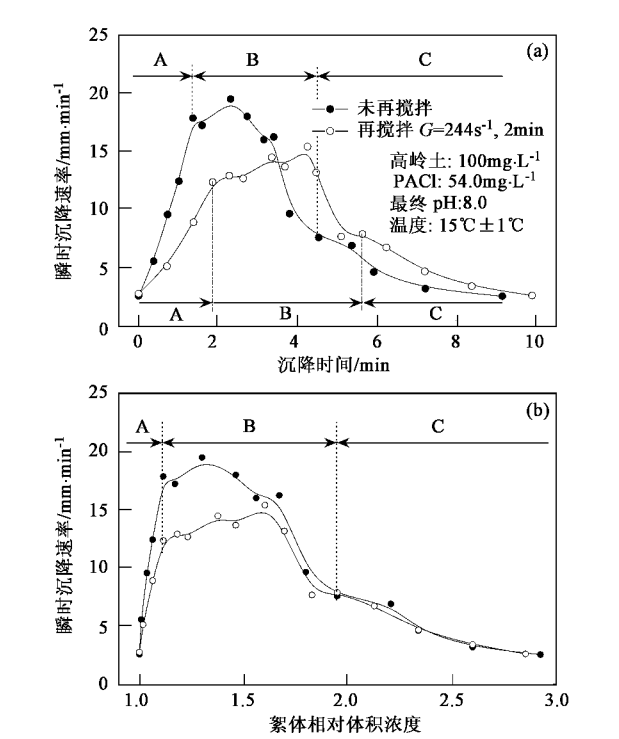


图 6 再搅拌对絮体瞬时沉降速率的影响

Fig.6 Effects of remixing on the instantaneous settling velocity of the flocs in sweep coagulation

的 A、B、C 3 个区域^[15].在这 3 个区域内,絮体分别发生絮凝沉降(flocculation settling)、区域沉降(zone settling)或受阻沉降(hindered settling)以及压缩沉降(compression settling).由图 6(b)可见,在絮凝沉降区及区域沉降区,因再搅拌破碎而得到部分恢复的絮体,其界面在任一浓度下的瞬时沉降速率均低于未破碎的絮体.这表明在这 2 个区域内,絮体层界面的沉降速率不仅与絮体的浓度有关,也与絮体粒径有关.在压缩沉降区内,界面的瞬时沉降速率与絮体的破碎与否无关,仅随絮体浓度的升高而降低.这说明絮体的粒径对压缩沉降没有影响.由于破碎后部分恢复的絮体的沉降速率自沉降开始时就相对较低,絮体层浓度的增加也较缓慢,因此从沉降时间上看,该絮体进入区域沉降及压缩沉降均较晚.此外,在压缩沉降区,在同一时刻下,由于该絮体的浓度相对较低,且界面的瞬时沉降速率随絮体浓度的升高而降低,所以该絮体界面的瞬时沉降速率相对较高,如图 6(a)所示.

3 结论

(1) 在最终 pH 恒定(8.0)、 $15^{\circ}C \pm 1^{\circ}C$ 的条件下,随着 PACl 用量的增加,高岭土模拟废水(100

mg•L⁻¹)相继出现稳定区、电中和脱稳区、再稳区及卷扫混凝区 4 个典型的混凝区域,但在 25℃ 时,再稳区基本消失.在电中和及卷扫混凝区均可得到极佳的混凝效果.在电中和混凝区,PACl 用量较少,投药量的范围较窄;而在卷扫混凝区,PACl 用量较多,投药量的范围较宽.该实验在电中和及卷扫混凝下的最佳用量分别为 2.16 和 54.0 mg•L⁻¹,对应的残余浊度分别为 0.395 和 0.540 NTU.

(2) 絮体的破碎及恢复情况因混凝区域的不同而不同.在卷扫混凝和再稳区,絮体的强度较大,不易破碎,但破碎后不能完全恢复,体系的残余浊度升高,其中前者的恢复因子仅为 18.6%;在电中和混凝区,絮体的强度最小,易于破碎,但破碎后可完全恢复(恢复因子为 155%),残余浊度基本不变;在稳定区,絮体的强度较大,不易破碎,且破碎后的絮体可进一步增长(恢复因子高达 259%),体系的残余浊度降低.

(3) 再搅拌强度越大,对絮体的破碎及恢复情况的影响越大.当再搅拌强度由 96 s⁻¹ 提高到 244 s⁻¹ 时,稳定区体系的残余浊度降低,而再稳区和卷扫混凝区的体系残余浊度升高.

(4) 对于卷扫混凝,经再搅拌破碎而得到部分恢复的絮体,相对于未经再搅拌的絮体而言,其絮体层与水体间界面的沉降高度及平均沉降速率均较低,且在絮凝沉降区和区域沉降区,该絮体界面的瞬时沉降速率在同一絮体浓度下均较低,但在压缩沉降区,二者的瞬时沉降速率相同.

(5) 絮凝沉降及区域沉降的沉降速率不仅与絮体的浓度有关,也与沉降前的絮体粒径有关;而压缩沉降速率与絮体的浓度有关,但与沉降前絮体的粒径无关.

参考文献:

[1] Jarvis P, Jefferson B, Gregory J, *et al.* A review of floc strength and breakage [J]. Wat. Res., 2005, **39**: 3121 ~ 3137.

[2] Mühle K. Floc stability in laminar and turbulent flow [A]. In: Dobias B (Eds), Coagulation and Flocculation [M]. New York: Marcel Dekker, 1993. 355 ~ 390.

[3] Serra T, Colomer J, Casamitjana X. Aggregation and Breakup of Particles in a Shear Flow [J]. J. Colloid Interface Sci., 1997, **187**: 466 ~ 473.

[4] Gregory J. The role of floc density in solid-liquid separation [J]. Filtr. Separat., 1998, **35**(4): 367 ~ 371.

[5] Van Benschoten J E, Edzwald J K. Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride [J]. Wat. Res., 1990, **24**: 1519 ~ 1526.

[6] Yukselen M A, Gregory J. The effect of rapid mixing on the break-up and re-formation of flocs [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2004, **79**: 782 ~ 788.

[7] Jarvis P, Jefferson B, Parsons S A. Breakage, Regrowth, and Fractal Nature of Natural Organic Matter Flocs [J]. Environ. Sci. Technol., 2005, **39**: 2307 ~ 2314.

[8] Kim W, Ludwig H F, Bishop W D. Cation-exchange capacity and pH in the coagulation process [J]. J. AWWA, 1965, Mar., 327 ~ 348.

[9] Rossini M, Garrido J G, Galluzzo M. Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters [J]. Wat. Res., 1999, **33**: 1817 ~ 1826.

[10] Duan J, Gregory J. Coagulation by hydrolysing metal salts [J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2003, **100-102**: 475 ~ 502.

[11] Hohl H, Sigg L, Stumm W. Characterization of surface chemical properties of oxides in natural waters: The role of specific adsorption in determining the surface charge [A]. In: The Symposium on Particulates in Water [C]. Anaheim, Calif: 175th ACS Natl. Mtg, 1978.

[12] Letterman R D, Vanderbrook S G, Sricharoenchaikit P. Electrophoretic mobility measurements in coagulation with aluminum salts [J]. J. AWWA, 1982, **74**: 44 ~ 51.

[13] Francois R J. Strength of aluminum hydroxide flocs [J]. Wat. Res., 1987, **21**: 1023 ~ 1030.

[14] Yukselen M A, Gregory J. The reversibility of floc breakage [J]. Int. J. Miner. Process, 2004, **73**(2 ~ 4): 251 ~ 259.

[15] Letterman R D. Water Quality and Treatment [M]. New York: McGraw-Hill, 1999. Chapter 7.