

## 微絮凝-深床过滤理论与应用的研究<sup>1)</sup>

栾兆坤 李科 雷鹏举

(中国科学院生态环境研究中心, 国家重点环境水化学实验室, 北京, 100085)

### 摘 要

本文在论述目前混凝, 过滤过程理论及其研究发展的基础上, 就微絮凝-深床过滤工艺技术的发展及其应用, 以及重要影响因素进行探讨, 并提出自己的一些看法, 以期对实验研究和生产实践能够有所裨益。

**关键词:** 混凝, 过滤理论, 深床过滤, 工艺技术, 发展与应用。

当前, 随水资源日趋短缺及水污染问题的加剧, 水资源再生利用是当前亟待解决的世界性问题, 水资源再生利用是指对微污染的水源水以及城市、工业废水进行深度处理而使之能够达到重复利用的目的, 即水质深度净化处理。

水中纳微米级污染物是指尺寸小于  $1\mu\text{m}$  的细微颗粒, 其组成极为复杂, 如各种微细的粘土矿物质、合成有机物、腐植质、油和藻类物质等。这些纳米级污染物的存在不仅对人体健康具有直接或潜在的毒害作用, 而且还严重恶化处理水质条件, 增加处理难度, 尤其是在当前大规模的城市给水、废水、油田回注水的常规混凝、过滤处理过程中, 则造成沉淀池絮体上浮、滤池易穿透、导致出水水质下降、运行费用增加等影响因素<sup>[1-2]</sup>。

大量的实践结果表明, 目前采用传统的常规处理工艺已无法有效去除水中这些纳微米级污染物, 虽然目前一些深度处理技术, 如超滤膜、反渗透等能够较之有效地去除某些纳微米污染物, 但由于投资及运行费用昂贵, 在城市给水及废水处理回用工程中很难得到应用。因此, 在深入研究传统工艺机理, 提高传统水处理效能的基础上, 研究发展新型高效、经济的水处理工艺技术一直是当前国内外水处理领域中的研究新课题<sup>[3-5]</sup>。

在过去 30 年间, 人们对混凝、过滤机理及其工艺过程进行了大量的深入研究和认识<sup>[3-30]</sup>。对混凝、过滤理论研究已从定性阐述发展到半定量或定量模型及模式, 并建立了各种化学条件下颗粒的脱稳和传输模式的数学方程。混凝、过滤工艺的适用范围、出水水质及其处理效能方面都得到了很大的扩展和提高。随着近年来水中纳微米级污染物去除难的问题出现, 人们在深入研究这些传统单元操作工艺技术的基础上, 将混凝与过滤过程有机结合而发展成一种新型高效的微絮凝-深床过滤工艺技术, 在实际去除水中纳微米级污染物过程已得到应用并获得较好的处理效果, 同时节省了大量处理投资和运行费用。本文就微絮凝-深床过滤的理论研究基础及工艺技术应用进行探讨, 并提出自己的一些看法, 以期对实验研究和生产实践能够有所裨益。

1) 国家自然科学基金资助课题 (批准号: 59678015)。

## 1 混凝、过滤过程理论研究的进展

### 1.1 混凝、过滤过程理论研究发展历程

在水处理中,混凝与过滤即是两个不同的单元操作工艺过程,又是相互紧密衔接的工艺过程。混凝过程是将水中胶体杂质经絮凝反应而形成的大絮体颗粒,经沉淀大部分被去除,而余下的微细絮体颗粒则通过过滤单元处理进一步除去。混凝、过滤理论研究的目的就是阐述这些现象并最终给予定量的预测。

近五十年来,人们对混凝、过滤过程的各自作用机理及其工艺过程进行了大量的深入研究,先后提出了许多理论方程及计算模型、模式。纵观混凝、过滤理论与工艺过程的发展历程,主要经历了三个主要发展阶段:六十年代以前,混凝与过滤过程主要是依据物理理论作为其理论基础,如混凝过程根据经典胶体化学的 Guoy-Chapman 的双电层模型而建立的 DLVO 凝聚物理理论,以及由 Smoluchowski 提出并由 Camp 和 Stein 加以实用化的絮凝动力学理论,即絮凝速度梯度理论<sup>[5]</sup>。强调了压缩颗粒双电层的扩散层,降低或消除势能峰偏的凝聚作用机理以及层流速度梯度决定着颗粒间的碰撞絮凝作用,其计算公式一直作为混凝反应器设计的主要理论依据而延续至今。过滤过程则一直采用由 Iwasaki, Mintz, Ives 等人逐步发展的宏观经验理论<sup>[9-15]</sup>,即依据过滤过程中存在的颗粒泄漏( $T_c$ )与水头损失( $T_H$ )两个不同过滤周期而寻求  $T_c = T_H$  的最佳条件而建立的理论模式,宏观经验理论主要研究过滤工艺的宏观现象,其优点在于对过滤全过程进行了模型化,基本符合实际状况。因此,对滤池设计和操作具有重要的指导作用。

六十年代后,随着科学技术的发展,传统混凝凝聚物理理论与过滤宏观经验理论已不能很好地解释混凝与过滤过程中的许多问题,以研究混凝与过滤的微观物理化学作用机理并强调混凝、过滤的微观物理化学过程的理论得到迅速发展。相继提出电中和/吸附凝聚、吸附架桥理论和微涡旋混凝动力学理论<sup>[6-8,16-20]</sup>,强调了凝聚絮凝过程中的化学作用,尤其专属化学吸附作用,以及水流紊流微涡旋对絮凝颗粒碰撞结合的贡献。同时将源于气体过滤中的轨迹(trajjectory)理论引入水质过滤中<sup>[10-11]</sup>,其突出特点是将以滤池中单个滤料作为研究的对象,研究其在流场的运动轨迹,颗粒向其传送及粘附的微观物理化学过程,先后提出了过滤过程中的轨迹理论模型及计算模式,着重研究颗粒沉积的内部机理、沉积过程发生的物理化学变化及介质结构和特性对沉积过程的影响。

八十年代后,随着水质恶化和水源水微污染问题日趋加剧,同时随着界面电位计算体系和表面络合模式的发展,已有许多研究者开始在混凝与过滤研究中引入表面络合概念和定量计算方法,试图建立定量计算模式,依据吸附/电中和理论及表面络合模式,先后提出“表面覆盖”絮凝模式<sup>[21-24]</sup>。此外,近年来有关絮凝、过滤动力学方面也逐渐受到重视,人们开始研究考虑原水微粒数目及粒径、絮体粒径、结构及密度等与絮凝剂凝聚形态的相互关系,以及水流流体力学、受污水体的溶液化学条件等对絮凝、过滤过程的影响,并开始重视研究 Kolmogoroff 的微涡旋混凝动力学机理及其应用<sup>[3-8,19-30]</sup>,这些研究均在实际应用中取得了重要的进展。

### 1.2 混凝、过滤微观化学理论及其相似性

随着混凝、过滤单元操作过程的界面与胶体化学方面研究的深入,同时也揭示出了

混凝与过滤过程机理的相似性和一致性, 这从表 1 所列的絮凝与过滤动力学基本方程及其变量参数的对比可见<sup>[21-23]</sup>.

表 1 混凝与过滤基本动力学方程及各变量参数的对比

Table 1 Comparison of kinetic equations and parameters for coagulation and filtration

絮凝基本动力学过程 $-dN/dt = 4 \pi \alpha G \phi N$	$\alpha$ 碰撞效率因子	$\phi$ 颗粒体积浓度	$G$ 速度梯度	$t$ 絮凝反应时间
过滤基本动力学过程 $-dN/dL = 3 \cdot 2(1-f) \alpha \eta N$	$\alpha$ 接触效率因子	$(1-f)$ 滤料容积浓度	$\eta$ 滤料的传递效率	$L$ 滤床深度 $d$ 滤料平均直径
设计及操作变量	絮凝药剂	助凝剂 滤料粒径	碰撞几率 能量输入, 物料迁移, 停留时间, 过滤长度	

从表 1 所示的絮凝与过滤动力学方程及其变量参数明显可见, 混凝与过滤动力学过程基本包括两部分, 即流体力学和颗粒传送的物理 (速度梯度  $G$  与颗粒向滤料传送效率  $\eta$ ) 以及界面与胶体化学方面 (碰撞或接触效率因子  $\alpha$ ). 颗粒传送率或效率都是通过流体动力学作用进行的, 即涉及扩散、水力及重力等物理作用, 而颗粒间碰撞粘附或颗粒与滤料间接触粘附的几率则分别取决于  $G$  或  $\eta$  ( $L/d$ ), 即涉及颗粒表面特性、絮凝剂及溶液化学条件等化学作用. 一般来讲, 颗粒间或颗粒与滤料间的相互作用都是通过上述两个连续过程完成的. 此外, 絮凝反应时间  $t$  大致与  $L/d$  比值有关. 因此, 无论混凝还是过滤过程中, 如容积浓度过小时, 可以通过助凝剂或改变滤料粒径来完成. 减少停留时间 (即反应器容积), 就要选择适宜的絮凝剂 ( $\alpha-1$ ), 或改变输入能量 ( $G$ ).

理论上, 混凝与过滤过程中的颗粒间或颗粒与滤料间的传送作用可通过下列方程加以描述:

$$\frac{\partial n}{\partial t} + \vec{u} \cdot \nabla n = D \nabla^2 n + \nabla \cdot \vec{w} n \quad (1)$$

(a)            (b)            (c)

式中:  $\vec{u}$  = 流场流速;  $D$  = 悬浮颗粒扩散系数;  $\vec{w}$  = 颗粒在外力作用下的传递速度. 方程函括了颗粒间或颗粒与滤料间的主要三种作用机理, 包括: (a) 项代表了水力, (b) 项代表了布朗扩散传送过程, 而 (c) 项则代表了重力传送过程. 根据方程 (1) 理论分析得到混凝过程颗粒传送速率 ( $k$ ) 与过滤过程颗粒传送效率 ( $\eta$ ), 以及混凝与过滤过程中发生的颗粒粘附作用理论分析对比, 分别列于表 2 和表 3 中. 从表 2 和表 3 所列的混凝过程中颗粒传送速率与过滤过程中传送效率以及颗粒间或颗粒与滤料间粘附作用的对比, 明显可见混凝与过滤过程在无论颗粒物传送方面还是在颗粒间化学粘附方面都具有许多相似性与一致性. 原水中颗粒物主要通过扩散与水力剪切或水力截留传送过程, 或在絮凝池或在滤池中逐渐增大而沉积下来, 而形成絮体颗粒的尺度与密度则受其  $G$  值或  $A_1$  值的控制. 颗粒间与颗粒与滤料间的粘附主要取决于胶体化学作用力, 包括双电层静电引力和范德华引力.

粘附因子 ( $\alpha$ ) 取决于颗粒的  $\zeta$  电位, 当颗粒间或颗粒与滤料间的  $\zeta$  电位相差较大, 甚至反号时, 颗粒间或颗粒与滤料间的双电层作用力为引力, 即传送到一起的颗粒都将发

生粘附作用, 此时  $\alpha=1$ , 而相差较小或同号时, 将不利于粘附作用发生, 此时  $0 \leq \alpha \leq 1$ .

表 2 混凝过程颗粒传递速率与过滤过程传送效率的对比

Table 2 Comparison of the rate of particle transport for coagulation and filtration

混凝过程颗粒传送效率	直接过滤过程传送效率(轨迹理论)
<p><b>布朗扩散</b></p> $k_D = 2k_b T / 3\mu(a_i + a_j)(1/a_i + 1/a_j)$ <p>式中: <math>k_b</math> = Boltzman 常数; <math>T</math> = 绝对温度; <math>a_i, a_j</math> = 相互传递两颗粒半径, <math>\mu</math> = 水粘度.</p>	<p><b>布朗扩散</b></p> $\eta_D = 4Pe^{-2/3} = 0.9(k_b T / \mu d_p d_c U^2)^{2/3}$ <p>式中: <math>Pe</math> = Peclet 常数; <math>k_b</math> = Boltzman 常数; <math>d_p, d_c</math> = 颗粒与滤料半径; <math>\mu</math> = 水粘度; <math>U</math> = 滤速.</p>
<p><b>水力剪切</b></p> $k_I = 4/3G(a_i + a_j)^3$ <p>式中: <math>G</math> = 速度梯度; <math>a_i, a_j</math> = 相互传递两颗粒半径.</p>	<p><b>水力阻截</b></p> $\eta_I = 1.5A_s(d_p/d_c)^2$ <p>式中: <math>A_s</math> = 滤床中流态参数; <math>d_p, d_c</math> = 颗粒与滤料半径.</p>
<p><b>重力沉降</b></p> $k_G = 2\pi g / 9\mu(\rho_p - \rho)(a_i + a_j)^3(a_i + a_j)$ <p>式中: <math>g</math> = 重力加速度; <math>\rho_p, \rho</math> = 颗粒与水的密度.</p>	<p><b>重力传递</b></p> $\eta_G = (\rho_p - \rho)gd_p^2 / 18\mu A_s U^2$ <p>式中: <math>g</math> = 重力加速度; <math>A_s</math> = 滤床中流态参数; <math>\rho_p, \rho</math> = 颗粒与水的密度.</p>
$k_m = k_D + k_I = k_s$	$\eta_0 = \eta_D + \eta_I + \eta_G$

表 3 混凝与过滤过程中颗粒粘附理论的对比

Table 3 Comparison of theories of particle attachment for coagulation and filtration

混凝过程胶体化学作用力	直接过滤过程胶体化学作用力
<p><b>双电层作用力</b></p> $V_R = 2\pi\epsilon_0\alpha_p\zeta_p^2 \ln(1 + e^{-s})$	$V_R = 2\pi\epsilon_0\alpha_p\zeta_p\zeta_s \{1 + (\zeta_p/\zeta_s) / 2(\zeta_p/\zeta_s) \ln(1 + e^{-s}) / (1 - e^{-s}) + \ln(1 - e^{-2s})\}$
<p><b>范德华作用力</b></p> $V_L = -A\alpha_p\psi / 12s$ <p>式中: <math>\epsilon_0</math> = 介电常数; <math>\alpha_p</math> = 颗粒半径; <math>\zeta</math> = 表面电位; <math>A</math> = 范德华常数; <math>\psi</math> = 双电层参数; <math>s</math> = 颗粒间相距距离.</p>	$V_L = -A/6 \{ 2\alpha_p\psi(s + 2\alpha_p\psi) / s(s + 2\alpha_p\psi) + \ln(s/s + 2\alpha_p\psi) \}$ <p>式中: <math>\epsilon_0</math> = 介电常数; <math>\alpha_p</math> = 颗粒半径; <math>\zeta</math> = 表面电位; <math>A</math> = 范德华常数; <math>\psi</math> = 双电层参数; <math>s</math> = 颗粒间相距距离; <math>\zeta_p, \zeta_s</math> = 颗粒与滤料表面电位.</p>
<p><b>总的胶体化学作用力</b></p> $V_T = V_R + V_L$	<p><b>总的胶体化学作用力</b></p> $V_T = V_R + V_L$
<p><b>混凝粘附效率因子</b></p> $\alpha = k/k_m$	<p><b>过滤粘附效率因子</b></p> $\alpha = \eta/\eta_0$

## 2 微絮凝-深床过滤工艺技术的发展及应用

### 2.1 直接过滤工艺研究的发展<sup>[9-15]</sup>

混凝与过滤过程的微观物理化学理论的相似性与一致性, 改变了目前给水处理厂的整体设计与操作概念, 促进了直接过滤工艺技术的发展, 拓宽了混凝、过滤工艺技术的应用范围. 表 4 列举了在当前水处理过程中主要采用的三种混凝、过滤工艺过程.

表 4 水处理中混凝、过滤工艺技术流程及特点

Table 4 Characteristics and process of technology for coagulation and filtration in water treatment

	工艺流程	工艺特点	适用范围
传统处理	絮凝-沉淀-过滤单元操作	絮凝反应过程在过滤前完成	体积浓度: $>2 \times 10^{-6} \text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ 质量浓度: $>20 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
接触过滤	加入絮凝剂后直接进入滤池	全部絮凝反应过程在滤池内完成	体积浓度: $<2 \times 10^{-6} \text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ 质量浓度: $<2 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
直接过滤	滤前设置适当的絮凝反应池	部分絮凝反应过程在滤池内完成	体积浓度: $2-10 \times 10^{-6} \text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ 质量浓度: $2-20 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$

由表 4 可见, 传统水处理过程中混凝与过滤是分属两个独立的操作单元, 水中胶体杂质经混凝单元处理而形成大的絮体颗粒后经沉淀大部去除, 而余下微细絮体颗粒则通过过滤单元处理而除去。接触过滤与直接过滤则是混凝与过滤过程有机结合成一体而形成新的单元处理过程, 它是在 70 年代以后随混凝、过滤的微观物理化学理论的发展而逐渐发展起来的。接触与直接过滤的区别在于: 接触过滤是在原水中加入絮凝剂后立即加入滤池, 即将絮凝反应过程全部移至滤池中进行, 而直接过滤则在滤前设置适当的絮凝反应池, 即将絮凝反应部分在反应器内进行, 部分移至滤池中进行, 以增大初级絮体颗粒粒径, 达到减少滤池水头损失, 改善出水水质的目的。

通过以出水颗粒浓度作为评估标准, 采用系统模拟优化计算求解原水中不同颗粒物浓度和粒径条件下的最佳工艺方案, 选择的优化配置如图 1 所示。该图清楚地表明各种工艺所适应处理的颗粒物浓度和粒径范围, 从而对各工艺适用范围给出了定量描述。

由该图可见, 颗粒浓度小于  $2 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  的原水适合于接触过滤; 颗粒浓度大于  $20 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  的原水适合于传统混凝、过滤; 直接过滤适于两类源水: (1) 颗粒浓度  $< 10 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 粒径  $< 1 \mu\text{m}$ ; (2) 颗粒浓度在  $2-20 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  之间, 粒径在  $2-4 \mu\text{m}$  之间。实际上, 各种水质最佳处理方案的选择不能完全根据原水水质特性作硬性规定。对于不同水源需要通过大量的中试实验, 选择最佳处理药剂和相关操作技术参数, 以确定最佳处理工艺方案。

早期研究认为, 直接过滤最适用于处理低浊低温的源水水质。采用传统絮凝-沉淀工艺处理低浊源水, 由于水中悬浊颗粒太少而导致颗粒间相互接触碰撞几率太低, 不能提供有效的沉积接触的絮体体积。传统方法或是通过增加絮凝剂投加量或是通过投加粘土微粒来增加颗粒碰撞数及絮体体积, 但这样一来势必导致絮凝剂用量增加, 或沉积污染

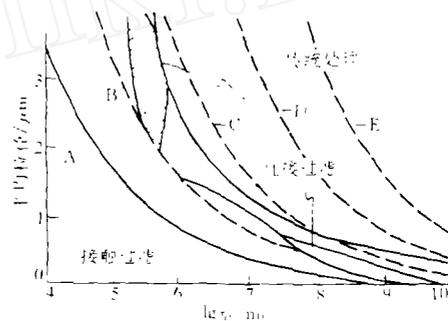


图 1 以原水水质颗粒物含量与粒径选择处理工艺的最佳配置图

Fig. 1 Optimal water treatment configuration as a function of raw water characteristics

量剧增,处理难度也增大.采用直接过滤,将滤料作为大而静止微粒,这就使悬浊微粒间的接触碰撞几率显著增大,即节省絮凝剂用量及污染处理量,同时也满足由于絮体颗粒太少的水中对附加微粒的要求.由于接触絮凝所产生的絮体很小,因此,接触过滤与直接过滤实际上就是微絮凝-过滤过程.但早期的直接过滤主要考虑处理低温低浊的水质,认为阳离子有机聚合絮凝剂与双层滤料组合是直接过滤的最有效方法,因此,早期典型的直接过滤大都采用双层过滤介质,研究也主要着眼于滤池中滤料与颗粒的相互作用,而对絮凝前期凝聚过程并没有给予足够重视.

近年来,许多研究指出,直接过滤最适合处理低浊微污染的源水.目前一般认为,直接过滤法适用于三类源水:即浊度和色度分别低于 25 单位;低浊时色度不超过 100 色度单位;或低色度时浊度不超过 200NTU;大肠菌和硅藻类物质不超过  $90 \text{个} \cdot \text{l}^{-1}$  和  $1000 \text{asu} \cdot \text{ml}^{-1}$ .文献指出,对于浊度 0—10NTU,色度 0—15APHA,藻类密度 0—1000 个  $\cdot \text{ml}^{-1}$  的源水,直接过滤出水浊度可小于 0.1NTU.美国 AWWA 报告指出,直接过滤理想源水为:色度小于 40 色度单位,浊度小于 5NTU,藻类小于 2000 个  $\cdot \text{ml}^{-1}$ ,近年来一些研究建议以三种污染的季节性最坏时所需的混凝剂总量作为评价标准<sup>[30]</sup>,认为需用  $15 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  以上硫酸铝才能得到浊度和色度合格的滤后水的源水难以用直接过滤进行处理,而硫酸铝投加量小于 6 或  $7 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  再加少量聚合物就能产生合格滤后水的源水是直接过滤最理想的水源.

## 2.2 直接过滤工艺技术的优、缺点及应用<sup>[8-14]</sup>

作为一种很有发展前景的水处理工艺技术,微絮凝-深床过滤主要具有设计简单、节省占地面积以及减少投资和运行费用等优点.微絮凝-深床过滤工艺简化了处理单元,不需要沉淀池和污泥收集装置,采用管道凝聚絮凝,不需要建造大的絮凝反应池,设计简单且可显著地节省了基建投资.深床过滤中絮体颗粒不需生成很大,因此,絮凝剂投加量也显著减少,据估算可节省 10—30% 的药剂,另外,滤池絮体微粒浓缩和脱水也较容易,后续处理设备简单,从而也大大降低了操作和维护费用.一些研究证明,采用直接过滤可较常规处理节省各项费用 50% 左右.

直接过滤的缺点在于受截污量的限制,不能处理高浊度、高色度或浊度及色度都较高的水质.而且由于源水经混凝后直接过滤,没有传统的沉淀缓冲作用,滤床熟化慢而停留时间短,因此,对絮凝及其化学条件要求严格.设计中需进行大量中试试验,精确地控制絮凝过程及选择药剂与投加量.实际生产需要进行连续监测及自动化控制系统.

直接过滤水处理厂始于 1964 年加拿大的多伦多市,但在六、七十年代,规模都较小,滤速也较慢(如 1967 年前仅为  $6 \text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ ,1967 年以后提高到  $12 \text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ ).其工艺过程与传统工艺相比,在滤料、床深、构造等方面均无差别,主要差别在反冲洗用水量及截污能力方面.反冲洗用水量较少,截污能力也较低.其成功运行使得直接过滤在大多数源水较好的水处理厂得到了应用和重视.

70 年代后,随混凝与过滤理论研究的不断深入,以及水质微污染问题的加剧,促进并扩展了直接过滤发展及应用范围.80 年代后在西方发达国家,如美国、欧洲及澳大利亚等得到了更广泛的应用.目前新建水厂基本都采用了直接过滤工艺.其处理工艺也主要采用均质大颗粒滤料,其滤料粒径在 1.2—1.8mm,同时滤床深度可达 3m 以上,由于

采用均质大颗粒铝和深床,可以显著增加滤床的截污能力,允许更多的穿透深度,因此,对颗粒物的去除不只局限于滤床的上部,水头损失的增长也很缓慢.这样就可以使滤速显著提高.目前微絮凝-深床过滤滤速一般控制在  $20-30\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ ,采用预处理,如臭氧氧化处理后的滤速可高达  $35\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ .处理规模也剧增,如澳大利亚悉尼市在1996年建成的日处理水量为500万吨的微絮凝-深床过滤处理水厂.工艺采用均质大颗粒石英砂或煤滤料,床深在3m以上,滤速达到  $20\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ .

### 2.3 微絮凝-深床过滤过程的絮凝与化学作用<sup>[25-28]</sup>

随着对混凝、过滤单元过程化学作用研究的深入,人们逐渐发现过滤中的化学条件及颗粒脱稳作用与絮凝过程基本一致,而且前期絮凝化学过程对直接过滤效能具有十分显著的影响.因此,近年来开始重视对前期凝聚絮凝过程对直接过滤的影响,即重视絮凝药剂选择,絮凝设备设置以及源水水质的物化条件影响等问题.

目前,传统金属铝、铁凝聚剂仍是絮凝-深床过程主要采用的凝聚剂,同时采用阳离子型和非离子型有机高分子絮凝剂作为助凝剂和过滤助剂.由于源水絮凝过程部分地在滤床孔隙内完成,因此,正确选择确定最佳投药量凝聚剂、助凝剂和过滤助剂及其对直接过滤操作就十分重要,这主要表现在:(1)可有效增加滤层絮体沉积速率;(2)可增加絮体在滤层内的穿透深度;(3)可使水头损失减少到最小并防止过早堵塞;(4)可显著提高过滤运行周期,提高产水率.著者曾在1995年两次应邀赴澳大利亚悉尼参与铁系絮凝剂在微絮凝-深床过滤工艺技术中的应用研究,使用我们制备的聚合氯化铁絮凝剂与传统絮凝剂在中试试验厂对低浊低色和高浊高色的源水进行连续运行对比试验,结果如表5所示.由表5可见,与传统铁盐凝聚剂相比,在相同出水质量条件下,聚合氯化铁絮凝剂可增加运行周期和产水率30—40%.

表5 无机高分子絮凝剂聚合氯化铁在微絮凝-深床过滤工艺技术中的应用

Table 5 Application of polyferric chloride flocculant technology of micro-coagulation and deep filtration

	水头损失/ $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$	出水水质/NTU	出水水质(色度)	运行周期/h	产水率/ $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}$
1)原水水质		7.5—8.5	30—35		
PFC-A	0.15	0.05	<3	19.5	270
PFC-B	0.14	0.03	<3	20	280
$\text{FeCl}_3$	0.26	0.03	<3	11.5	160
2)原水水质		50—60	50		
PFC-A	0.21	0.12	<5	14.5	200
PFC B	0.23	0.10	<5	13.5	190
$\text{FeCl}_3$	0.32	0.05	<5	7.5	105

Amirtharajah 综合了大量直接过滤和混凝单元操作的实例<sup>[5]</sup>,进一步证实了过滤和混凝在化学条件上的一致性.即过滤运行过程中所需的最佳化学条件与絮凝反应池中的最佳化学条件是一致的.因此,过滤操作单元中絮凝剂投加量可以通过烧杯试验来确定,著名絮凝区域图也可以直接应用于过滤工艺的理论研究和实际应用中,结果如图2所示,

图中圆点处(·)代表直接过滤实验研究结果. 这一结论对过滤实际应用具有重大意义, 只有投加絮凝剂能保持絮凝池单元操作中的最佳运行工况, 就是过滤过程的最佳状况. 这一结论大大地简化了直接过滤工艺的整体控制程序.

滤前水中絮体颗粒的电动特性及粒径对直接过滤效果具有十分重要作用, 只有在滤前水中的絮体粒径分布达到最适合过滤过程的最佳状况时, 才能得到最佳处理效能, 并降低处理成本. 因此, 在选择确定最佳絮凝药剂的条件下, 絮凝装置设置对控制前期絮体颗粒增长就起到十分重要作用. 在源水中颗粒物在与絮凝剂发生电中和/吸附脱稳作用后, 主要通过水力扩散与剪切作用在絮凝池中逐渐增长, 因此, 絮体粒径的增长控制主要取决于颗粒脱稳及絮凝反应阶段.

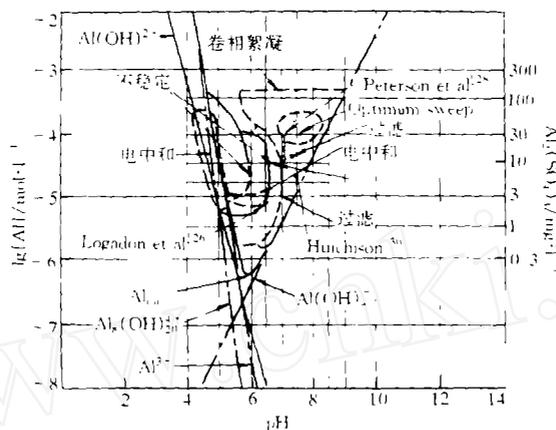


图 2 絮凝区域图中的直接过滤实验结果

Fig. 2 Experimental results of direct filtration in the design and operation diagram for alum coagulation

由于管道混合絮凝易于实现快速均匀混合, 能够充分发挥聚铝、铁等新型高效絮凝剂的反应特性. 因此, 微絮凝-深床过滤中最适用的絮凝设备是采用梯度管道混合絮凝方法, 通过管内水力的强烈紊流扰动作用促使絮凝剂与源水快速混合扩散, 生成的微絮体经过下一段速度梯度衰减的管道逐渐增大, 目前国外在这方面研究得较多.

本文对混凝、过滤基本微粒化学理论的发展及其相似性, 以及微絮凝-深床过滤工艺技术的发展及应用, 对絮凝过程的重要影响进行了论述. 混凝过滤工艺技术的发展及实践结果证实, 随混凝与过滤单元操作过程的微观物化理论研究的深入, 揭示了两者的相似性和一致性, 从而变革了传统的水处理厂总体设计与操作概念, 促进并扩展了微絮凝-深床过滤工艺技术的发展及其应用范围, 尤其近年来在我国水源水微污染日趋加剧的情况下, 进一步深入研究微絮凝-深床过滤过程的理论机理及其影响因素, 并在我们历年无机高分子絮凝剂及絮凝理论的研究基础上, 发展我国的微絮凝-深床过滤工艺技术, 无疑具有十分重要的社会及经济意义.

## 参 考 文 献

- [1] Edzwald J K, Coagulation in Drinking Water Treatment; Particles, Organics and Coagulants. *Water Sci. Tech.*, 1993, **27** (11) : 21
- [2] AWWA Coagulation Committee. Preconf. Seminar on Influence of Coagulation on Selection, Operation, and Performance of Water Treatment Facilities. Proc. 1987 AWWA. Conf. Kansas City, Mo.
- [3] Villermaux J, David R, Recent Advances in the Understanding of Micromixing Phenomena in Stirred Reactors. *Chem. Engrg. Commun.*, 1983, **21** : 105
- [4] Clark M M, Critique of Camp and Stein's RMS Velocity Gradient. *J. Envir. Engrg. Div-ASCE*, 1985, **111** (6) : 741
- [5] Amirtharajah A, Asce M, Trusler S L, Destabilization of Particles by Turbulent Mixing. *J. Envir. Engrg. Div-ASCE*, 1986, **112** : 1085
- [6] AWWA Coagulation Committee Report; Coagulation as An Integrated Water Treatment Process. *J. Am. Water Works Assoc.*, 1989, **81** (10) : 72
- [7] 王绍文, 姜安玺等, 混凝动力学的涡旋理论探讨. 中国给水排水 (上, 下), 1991, **7** (1) : 4, **7** (4) : 8
- [8] Crak K, Direct Filtration; An Australian Study. *J. AWWA*, 1985, **77** (12) : 56
- [9] Lnrkman R D, An Overview of Filtration. *J. AWWA*, 1987, **79** (12) : 2
- [10] AWWA Committee Report; The Status of Direct Filtration. *J. AWWA*, 1980, **72** (7) : 405
- [11] Amirtharajah A, Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration. *J. AWWA*, 1988, **80** (4) : 36
- [12] Tobiason J E, O'Melia C R, Physicochemical Spects of Particle Removal in Denth Filtration. *J. AWWA*, 1988, **80** (4) : 405
- [13] Logsdon G S, Testing Direct Filtration for the Treatment of High-Turbidity Water. *J. AWWA*, 1993, **85** (12) : 39
- [14] Mstui Y, Tambo N, Mathematial Description of Deep-Filter Performance. *J. Water SRT-Aqua*, 1995, **44** (5) : 166
- [15] O'Melia C R, Coagulation in Wastewater Treatment, In the Scientific Basis of Flocculation, NATO ASI Series, Ives K J Ed. . Silthoff and Noordhoff, Alphen aan den Rijn, Netherlands, 1978
- [16] Dentel S K, Gossett J M. . Mechanisms of Coagulation with Aluminum Salts. *J. Am, Water Works Assoc.*, 1988, **80** (4) : 187
- [17] Dentel S K, Coagulation Control in Water Treatment. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 1991, **21** (1) : 41
- [18] Stumm W, Morgen J J, Chemical Aspects of Coagulation. *J. AWWA*, 1962, **54** : 971
- [19] Hahn H H, Stumm W, Kinetics of Coagulation with Hydrolyzed Aluminum. *Jour. Colloid and Inter. Sci.*, 1968, **28** : 133
- [20] Stumm W, O'Melia C R, Stoichiometry of Coagulation. *J. Am. Water Works Assoc.*, 1968, **60** : 514
- [21] Stumm W, Morgan J J, Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience, New York, 1981
- [22] Letterman R D, Iyer D R, Modelling the Effects of Hydrolyzed Aluminum and Solution. *Environ. Sci. & Technol.*, 1985, **19** : 673
- [23] Dentel S K, Bober T A, Ivans P D et al. , A Physical-Chemical Model of Coagulation. in AWWA 1985 Annu. Conf. Proc. , American Water Works Association, Denver, p659
- [24] Dentel S K, Application of the Precipitation-Charge Neutralization Model of Coagulation. *Environ. Sci. Technol.*, 1988, **22** (7) : 825
- [25] 王志石, 混凝和过滤工艺过程的基础理论方面. 土木工程学报, 1988, **21** (4) : 48
- [26] Dempsey B A, Removal of Naturally Occurring Compounds by Coagulation and Sedimentation *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 1987, **14** (4) : 311
- [27] Lawler D F, Izuieta E, Kao C P, Changes in Particle Size Distributions in Batch Flocculation. *J. Am. Water Works Assoc.*, 1983, **75** (12) : 604
- [28] Klute R, Destabilization and Aggregation in Turbulent Pipe Flow. In Preceedings of the 4th Gothenburg Symposium, Hahn H H and Klute R Eds. , Springer, Berlin Heideberg, New York, P 33, 1990
- [29] Letterman R D, Quon J E, Gemmell R S, Influence of Rapid-Mix Parameters on Flocculation. *J. Am. Water Works Assoc.*, 1973, **65** : 716

- [30] Amirtharajah et al. , Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation. *J. Am. Wat. Works Assoc.* , 1982, **74** : 210

## STUDIES ON THE THEORY AND APPLICATION FOR MICRO-FLOCCULATION AND DEEP BED FILTRATION

*Luan Zhaokun    Li Ke    Lei Pengju*

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences,  
State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Beijing, 100085)

### ABSTRACT

This article relates the development and application for technology of the micro-flocculation and deep bed filtration on the bases of the theory development for coagulation-flocculation and filtration. Major factors that affect use of the micro-flocculation deep bed filtration in treating surface waters are discussed. A understanding for the development of micro-flocculation and deep bed filtration may be useful for the study and practice of the deep filtration technology.

**Keywords:** coagulation, deep bed filtration, the theory of coagulation flocculation, development and application.