

# 压力驱动膜过程的颗粒污染机理与 CFD 模拟进展

钱涛<sup>1</sup>, 鲁丹<sup>1,2\*</sup>, 张雅琴<sup>1,3</sup>, 姚之侃<sup>1,2</sup>, 周志军<sup>1</sup>, 郑丹军<sup>1</sup>, 张林<sup>1,2</sup>

(1. 浙江大学 化学工程与生物工程学院, 膜与水处理教育部工程中心, 杭州 310027;

2. 浙江大学 长三角智慧绿洲创新中心 未来环境实验室, 嘉兴 314000;

3. 浙江浙能技术研究院有限公司, 杭州 310027)

**摘要:** 在压力驱动膜分离过程中, 膜污染是影响膜分离性能和使用寿命的关键因素之一. 解析污染物在膜表面的形成机理, 对高性能抗污染膜研制和提高系统运行稳定性具有重要意义. 本文综述了国内外关于压力驱动膜表面污染形成机制、机理模型和计算流体力学模拟的研究进展; 重点介绍了颗粒污染的形成机理和影响因素, 梳理了用于解释颗粒污染形成的数学模型; 总结了计算流体力学在颗粒污染模拟中的应用, 为面向压力驱动膜污染的理论计算和仿真模拟提供参考.

**关键词:** 膜分离; 颗粒污染; 模型; 计算流体力学

**中图分类号:** TQ028.8 **文献标志码:** A **文章编号:** 1007-8924(2024)06-0158-11

**doi:** 10.16159/j.cnki.issn1007-8924.2024.06.018

以压力差为驱动力的膜分离技术是一种节能高效的净化方法, 在海水淡化、工业用水、工业废水和市政污水处理等领域被广泛应用<sup>[1]</sup>. 在实际分离过程中, 被截留的物质不可避免地会在膜孔内或膜表面沉积, 这一现象被称为膜污染<sup>[2]</sup>. 膜污染导致膜分离通量下降、清洗频次增多和使用寿命缩短, 从而增加运行成本<sup>[3-4]</sup>.

根据污染物种类, 膜污染可分为有机污染、无机污染和生物污染. 从这些污染形成过程来看, 污染层大多是由小颗粒污染物(粒径范围 1~1 000 nm)在膜表面沉积并逐渐演化而来<sup>[5-6]</sup>, 颗粒污染涵盖无机颗粒(包括硅酸铝矿物、二氧化硅、铁氧化物等)、有机颗粒(多糖、蛋白质和天然有机质)和生物颗粒(微生物). 因此, 探究膜表面颗粒污染的形成及演化

过程是膜污染领域的研究重点. 对于颗粒污染, 主要是因“颗粒-流体-膜”三者之间相互作用所导致的颗粒吸附、堵塞、集聚、沉积、脱附、悬浮等过程<sup>[5,7]</sup>. 由于影响因素多, 且受限于表征技术缺乏, 常规实验研究方法难以原位观测污染形成过程, 颗粒污染形成机制尚不明确. 理论模型无法全面考虑流体运动、颗粒性质、膜结构特性等多种因素的影响, 难以准确解释颗粒污染的全过程. 计算流体力学(CFD, Computational fluid dynamics)方法<sup>[8]</sup>作为研究膜分离过程流体流动的一种重要手段, 通过将膜分离模型和颗粒污染模型相耦合, 从而模拟颗粒物的运动和迁移规律, 一定程度上可以描述颗粒物的污染行为, 为污染控制策略提供理论依据. 目前, 有关嵌入颗粒污染模型的 CFD 模拟综述较少. 笔者从颗粒污染简

收稿日期: 2024-05-29; 修改稿收到日期: 2024-07-14

基金项目: 浙江省“尖兵计划”项目(2022C01031); 中央高校基本科研业务费专项资金(226-2024-00060); 国家自然科学基金项目(22138010, 22108241); 中国博士后科学基金项目(2023M742997)

第一作者简介: 钱涛(1999-), 男, 浙江宁波人, 硕士研究生, 研究方向为纳滤膜颗粒污染机理研究. \* 通讯作者, E-mail: danlu@zju.edu.cn

引用本文: 钱涛, 鲁丹, 张雅琴, 等. 压力驱动膜过程的颗粒污染机理与 CFD 模拟进展 [J]. 膜科学与技术, 2024, 44(6): 158-168.

Citation: Qian T, Lu D, Zhang Y Q, et al. Advances in particulate fouling mechanism and CFD simulation of pressure-driven membrane processes[J]. Membrane Science and Technology(Chinese), 2024, 44(6): 158-168.

介、颗粒污染的理论模型归纳入手,总结了 CFD 仿真模拟的应用,并展望了压力驱动膜分离过程颗粒污染的未来研究方向。

1 颗粒污染简介

根据压力驱动膜过程流体的运动形式和颗粒物的本质特征,颗粒污染过程一般分为如下几个阶段:第一阶段,颗粒在未污染膜表面沉积,当颗粒直径小于膜孔径时,部分颗粒进入膜孔导致膜孔被堵塞,这一过程颗粒传质主要由颗粒-未污染膜和颗粒-流体的相互作用控制<sup>[9-10]</sup>。第二阶段,颗粒逐渐完成膜表面的覆盖,随着覆盖率增大,膜通量逐渐下降,此阶段污染行为受颗粒-未污染膜、颗粒-污染膜和颗粒-流体的相互作用影响<sup>[11]</sup>。第三阶段,颗粒完全覆盖膜表面,沉积层厚度逐渐增加,膜渗透速率继续下降,错流流道变窄,此阶段污染行为受颗粒-流体以及颗粒-污染膜相互作用控制<sup>[12-13]</sup>。在这三个阶段中,还伴随着多个现象。(1)颗粒成团现象:在颗粒浓度较大时,颗粒之间相互碰撞并克服颗粒间能垒,多个颗粒可能形成团簇<sup>[14]</sup>。(2)颗粒再夹带现象:沉积的颗粒受到流体剪切力作用可能重返流道中。(3)沉积层压缩:对于可压缩性较强的颗粒物,形成的沉积层会发生形变压缩,沉积层的孔隙率减小,影响渗透速率<sup>[15]</sup>。

膜污染形成机理,从相互作用角度来看,颗粒的运动受各种力的影响,包括颗粒-流体、颗粒-膜以及颗粒-颗粒间的作用力;从影响因素分析,受膜、颗粒、原水的性质以及操作条件的影响,形成的颗粒沉积层会对浓差极化以及膜的性能产生作用。

1.1 颗粒受力及影响因素

从相互作用角度来探究颗粒污染形成过程,颗粒在压力驱动膜分离过程中主要受到 3 类相互作用,包括颗粒-流体、颗粒-膜和颗粒-颗粒的相互作用<sup>[7,16-17]</sup>。在错流过滤流道中,单个颗粒水平方向受到横向错流曳力,垂直方向受到渗透曳力、重力和升力<sup>[18-19]</sup>。颗粒受力情况示意图见图 1,其中颗粒-膜相互作用力可为斥力或吸引力。升力包括惯性升力、剪切诱导扩散和布朗扩散,三者所适用的范围各不同。当颗粒直径大于 20 μm 时,惯性升力起主导作用;颗粒直径在 0.5~20 μm 范围内,剪切诱导扩散占主导地位;对于直径小于 0.5 μm 的颗粒,布朗扩散起主导作用<sup>[5,20]</sup>。

在颗粒接近膜表面或沉积层过程中,颗粒会与

膜、沉积层的颗粒产生相互作用力,这在颗粒污染过程中起着决定性作用<sup>[21]</sup>。XDLVO(The extended Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek)理论是描述颗粒与膜之间相互间作用的经典理论<sup>[22]</sup>,模型中颗粒与膜、颗粒之间存在的范德华作用力、静电相互作用力和路易斯酸碱作用力,可以通过实验确定膜和颗粒的接触角、Zeta 电位,进而计算得到相应的作用力大小。但该理论仍存在一定的局限性,其通常假设膜和颗粒均为理想的光滑平面,而实际情况膜和颗粒是粗糙的,许多研究者<sup>[23-26]</sup>通过考虑粗糙度的影响,对原有模型进行了改进。颗粒与膜、颗粒的作用机制隶属于热力学研究范畴<sup>[27]</sup>,能够有效解释颗粒的性质(亲疏水性、荷电性)、膜性质(亲疏水性、荷电性、粗糙度)、溶液环境(离子强度、酸碱度)等因素对颗粒污染的影响。

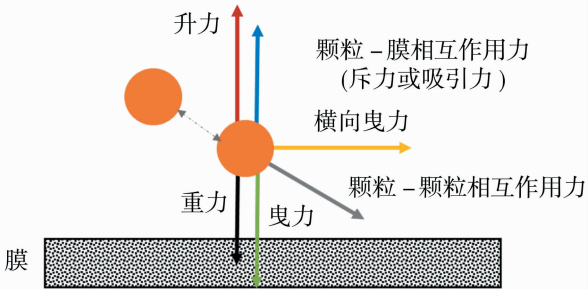


图 1 颗粒受力情况示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the force on the particulates

从影响因素角度来看,颗粒污染形成过程受多种因素影响,包括膜、颗粒、原水性质和操作条件等,具体如表 1 所示。由于颗粒污染形成的影响因素多,探究不同因素对颗粒污染形成的作用机制,对指导抗污染分离膜研制和提高膜使用寿命意义重大。但目前大部分研究仅限于单因素或有限几个因素的探究,难以将所有因素考虑在内,且结论只适用于具体的实验环境条件。因此,对于复杂的膜污染过程,亟待从复杂的多因素中抽提出影响膜污染的关键特征,并阐明不同因素对颗粒污染的影响贡献<sup>[28-30]</sup>。

表 1 颗粒污染的影响因素

Table 1 The factors affecting particulate fouling	
项目	因素
膜性质	种类、荷电性、亲疏水性、粗糙度、图案化结构、截留分子量、渗透性
颗粒性质	种类、荷电性、亲疏水性、水力学直径、分子量、浓度
原水性质	酸碱度、离子强度、其他离子
操作条件	操作方式、压力、流速、温度、隔网

## 1.2 污染层对浓差极化和膜性能的影响机制

在膜污染形成过程中,膜表面的浓差极化现象常常伴随发生.靠近膜表面的颗粒由于在曳力作用下会在膜表面聚集,形成一定的浓度梯度,从而产生浓差极化现象<sup>[31]</sup>,造成膜通量下降.在颗粒污染过程中,颗粒的浓差极化现象和污染均会造成膜性能下降,但两者之间存在区别和联系<sup>[32]</sup>.通常认为浓差极化是一个可逆过程,较快达到稳定状态(以秒计),一旦过滤操作停止,浓差极化现象就会消失;而颗粒污染,缓慢达到稳定状态(以小时、天、月计),且需要通过清洗来去除.颗粒的浓差极化会影响其对膜表面的污染程度,浓差极化程度越大,颗粒在膜表面高浓度聚集并相互作用,会导致更多颗粒沉积,污染程度更严重.在浓差极化和沉积层相互作用关系的理论研究中,研究者<sup>[33-35]</sup>通过对膜过程中的颗粒状态进行划分,当膜表面的颗粒浓度达到“临界浓度”或者“临界通量”时,颗粒从离散状态(浓差极化)变为凝聚层状态(形成沉积层).若低于“临界浓度”或“临界通量”,则颗粒在膜表面只发生浓差极化现象.“临界浓度”或“临界通量”与分离类型、颗粒直径、操作压力等有关.

在颗粒和盐同时存在情况下,存在沉积层增强浓差极化(CECP, Cake enhanced concentration polarization)<sup>[36]</sup>或沉积层增强渗透压(CEOP, Cake enhanced osmotic pressure)<sup>[37]</sup>现象;形成的颗粒沉积层会阻碍盐溶质的反扩散,盐溶质需要通过曲折的路径才能扩散迁移回流道中,导致盐溶质浓度增大,增强了浓差极化现象,从而增加了渗透压. CECP 或 CEOP 现象进一步加剧了膜过滤过程中的能耗.

污染层和浓差极化均会对膜性能造成影响,主要体现在通量和表观截留率两方面.描述颗粒污染对膜分离过程通量变化影响最常用方法是基于过滤理论.过滤理论假设一旦压力驱动膜发生颗粒污染,形成的沉积层就会产生额外的传质阻力,从而造成膜通量的下降.阻力模型的具体方程<sup>[38]</sup>如式(1)所示:

$$J = \frac{\Delta p - \Delta \pi}{\mu(R_m + R_{rev} + R_{irr})} \quad (1)$$

式中: $J$  为膜的通量;  $\Delta p$  为跨膜压力;  $\Delta \pi$  为渗透压;  $\mu$  为渗透液的黏度;  $R_m$ 、 $R_{rev}$ 、 $R_{irr}$  分别为膜自身阻力、可逆污染阻力、不可逆污染阻力.其中,可逆污染分为可反洗和非反洗 2 种.可反洗的可逆污染可以

通过适当的物理清洗方案(如反洗或水动力清洗)去除,而非反洗可逆污染只能通过化学清洗去除.不可逆污染受化学吸附和孔机制影响,不可逆污染造成的跨膜通量损失无法通过水动力学或化学方法恢复<sup>[39]</sup>.

形成的沉积层也会对膜的表观截留性能产生影响.研究表明<sup>[40]</sup>,沉积层的形成会降低纳滤膜、反渗透膜对盐的表观截留率.通过空间位阻效应<sup>[41]</sup>,沉积层会降低膜截留微污染物的能力.目前仍缺乏沉积层对膜截留性能影响评估的模型.

## 2 颗粒污染的模型研究

为了研究颗粒污染的形成过程,目前,从颗粒污染的动力学角度已发展了多种颗粒污染模型,最典型的模型是基于孔隙堵塞机理提出的 4 种堵塞模型:完全孔隙堵塞模型、标准孔隙堵塞模型、中间孔隙堵塞模型和滤饼层过滤模型,以及堵塞模型的不同组合<sup>[42-45]</sup>.目前,已报道的膜污染相关文献<sup>[5,46-47]</sup>主要集中于颗粒污染经验模型的总结,而缺少对颗粒污染形成过程的模型归纳.因此,笔者专注于总结颗粒污染过程的模型,主要包括:吸附模型、临界通量模型、碰撞模型、冲刷模型、相变模型等.这些模型假设所有颗粒为一个整体,颗粒运动通过时空定义的场量(比如浓度、体积分等)来表达,模型适用的尺度范围通常是毫米级以上<sup>[8]</sup>.模型的物理方程及适用范围见表 2,方程详细含义见具体模型介绍的部分.缺少对污染过程的理解.

### 2.1 吸附模型

一些研究者认为,颗粒在膜表面的沉积速率由膜吸附颗粒的能力决定,因此可以采用吸附模型来确定沉积量. Gekas 等<sup>[48]</sup>第一次运用吸附模型模拟超滤过程中蛋白质的污染,在模型中引入浓差极化和吸附,在膜表面边界处添加了吸附源项,吸附量遵循朗格缪尔等温吸附模型,模型结果较好地反映了蛋白质超滤过程中通量和壁面浓度随时间的变化,同时表明浓差极化和吸附 2 种作用之间存在竞争关系.然而,该模型对吸附量和吸附引起的水力阻力单独计算后,发现部分结果不符合实际规律.随后, Ruiz-Beviá 等<sup>[49]</sup>基于蛋白质吸附量与吸附引起的水力阻力之间存在的因果关系对该模型进行了修正,使得模拟结果更接近实际情况下的蛋白质污染规律.其吸附模型如式(2)所示.

表 2 颗粒污染模型  
Table 2 Particulate fouling models

模型	物理方程	应用场景	优点	局限性
完全孔隙堵塞模型	$J=J_0 \exp(-K_b t)$	恒压死端	简单,直观	依赖于实验数据,经验拟合
标准孔隙堵塞模型	$J=\frac{J_0}{(\frac{K_s J_0}{2} t+1)^2}$			
中间孔隙堵塞模型	$K_{it}=\frac{1}{J}-\frac{1}{J_0}$			
滤饼层过滤模型	$J=\frac{J_0}{(1+2K_c J_0^2 t)^{1/2}}$			
吸附模型	$\frac{dm}{dt}=AC^B(m_{eq}-m)$	超滤、微滤的蛋白质污染	简单,适用于吸附能力较强的膜	$m_{eq}$ 的确定依赖于经典吸附模型(比如 Langmuir 模型、Freundlich 模型、BET 模型等)的选择,经验常数过多
临界通量模型	$\frac{dm}{dt}=\alpha(J-J_{crit})C$	纳滤、反渗透的二氧化硅污染	考虑剪切诱导扩散、布朗扩散的作用,准确地描述了颗粒在膜表面附近的运动状态	污染仅限在临界通量之上发生,而实际污染存在, $\alpha$ 参数获取的可靠性决定模型精确性
碰撞模型	$\frac{dm}{dt}=\frac{1}{1+\exp(\frac{\Delta E_b}{k_B T}-\frac{\Delta E_d}{k_B T})}JC$	纳滤、超滤的蛋白质、腐殖酸污染	可用于探究颗粒性质、膜的荷电性等影响因素对颗粒污染的影响	$\Delta E_b$ 的确定依赖于实验数据拟合
冲刷模型	$\frac{dm}{dt}=C_b(k_s+\frac{J}{2})-\frac{\beta}{100\mu}\tau m$	超滤、微滤的蛋白质、二氧化硅污染	描述流体剪切力作用下颗粒运动状态	经验常数过多,模型精确性较差
相变模型	$\delta(x)=\frac{1}{J}\int_{\phi_p}^{\phi_w}\frac{D(\phi)}{\phi}d\phi$	微滤的二氧化硅污染	准确地描述了浓差极化与颗粒污染现象	模型欠缺膜性质、颗粒性质对污染的影响,需要精准获取 $\phi_w$ 临界浓度

$$\frac{dm}{dt}=AC_N^B(m_{eq}-m) \tag{2}$$

式中: $m$  为颗粒的沉积量, $t$  为时间, $A$ 、 $B$  为经验参数, $m_{eq}$  为平衡时的吸附量,依据吸附经典模型计算. Schausberger 等<sup>[50]</sup> 和 Mondal 等<sup>[51]</sup> 分别采用修正模型应用于超滤的牛血清蛋白(BSA ,Bovine serum albumin)污染过程、混合基质膜去除氟过程,均取得了良好的预测结果. 吸附模型的关键在于确定合适的吸附模型(比如 Langmuir 等温吸附模型、Freundlich 等温吸附模型、BET 模型等)来表达污染变化规律,以及如何确定模型中的经验常数.

Zhang 等<sup>[52]</sup> 认为,在微滤过程中的蛋白质污染,除了吸附作用外,还需考虑颗粒的沉积作用,并以此提出了吸附-沉积组合模型. Xiao 等<sup>[53]</sup> 将吸附平衡常数与水接触角、Zeta 电位相关联,建立了半经验模型,实现了对颗粒污染的定量分析. 该模型将

污染影响因素中的膜性质参数纳入公式,赋予模型参数一定物理含义,从而提高了模型的精确性和可解释性.

吸附模型主要应用于超滤、微滤的蛋白质污染过程. 模型要确定吸附速率需要确定模型中的经验参数,而精准获取经验常数的数值是一大难题. 尽管文献表明可适用吸附模型类型多样,但对于不同污染物,需要选择不同的吸附模型来解释<sup>[54]</sup>,选取合适的吸附模型值得探讨. 此外,将膜特性、颗粒性质和操作条件与经验常数相关联,来进一步提高模型经验参数的物理内涵,也是未来可研究的方向之一.

2.2 临界通量模型

一部分研究者认为,颗粒的沉积速率等于渗透通量与颗粒物浓度的乘积,但并不是所有颗粒均沉积,因此需要引入概率系数. 其基本模型方程<sup>[55]</sup> 如式(3)所示.

$$\frac{dm}{dt} = \alpha JC \quad (3)$$

式中:  $\alpha$  为沉积概率,  $J$  为通量,  $C$  为颗粒浓度。

临界通量理论<sup>[56-57]</sup>认为,在低于某一通量时,无法观察到明显的通量下降,膜污染可以忽略,此时的通量叫做临界通量。基于临界通量概念,对基本模型方程(3)进行修正,将方程中右侧项的通量  $J$  修改成净通量  $(J - J_{\text{crit}})$ 。模型方程<sup>[58-59]</sup>如式(4)所示。

$$\frac{dm}{dt} = \alpha (J - J_{\text{crit}}) C \quad (4)$$

式中:  $J_{\text{crit}}$  为临界通量。

Schwinge 等<sup>[58]</sup>将临界通量模型应用于反渗透卷式膜组件的颗粒沉积,该模型假设了净通量携带的颗粒全部沉积在组件的薄片上,Chong 等<sup>[37]</sup>采用临界模型探讨了颗粒全沉积模式下临界通量、错流流速、通量、颗粒浓度、颗粒直径等因素对二氧化硅颗粒沉积的影响。但后来的研究发现,净通量携带的颗粒并不是完全沉积,存在一定的沉积率<sup>[60]</sup>,研究者将此现象归因于剪切力引起的颗粒滚动,并探究了沉积率和剪切力的经验关系。Su 等<sup>[59]</sup>基于实验数据将沉积率与膜表面剪切力关联,沉积率是关于剪切力的分段函数,利用该模型对振动反渗透膜中二氧化硅颗粒沉积进行探究。Uppu 等<sup>[61]</sup>将临界通量模型应用于旋转抑制反渗透颗粒污染的过程,模型具有良好的预测性能。

临界通量模型主要应用于纳滤、反渗透膜的颗粒污染过程。该模型以临界通量作为颗粒沉积的判据,但模型中颗粒的沉积率具体与哪些影响因素(比如操作条件、膜和颗粒相互作用能等)有关仍有待进一步探究。

### 2.3 碰撞模型

碰撞模型的基本形式与临界通量模型一致,均为方程式(3),两者的区别在于临界通量模型对方程右侧的通量项和沉积概率项及进行修正,而碰撞模型主要集中在对沉积概率项的理论解释,解决了临界通量模型中沉积概率依赖于实验测量这一问题。研究者通常将颗粒状态分为颗粒未沉积、已沉积 2 种状态,并采用玻尔兹曼概率分布计算颗粒沉积的概率。Liu 等<sup>[62]</sup>基于碰撞理论,将膜-颗粒、颗粒-颗粒相互作用对应的能垒耦合进沉积概率中,提出了碰撞模型,用于描述恒压错流纳滤过程的颗粒污染。模型方程见方程(5)。

$$\frac{dm}{dt} = \frac{1}{1 + \exp(\frac{\Delta E_b}{k_B T} - \frac{\Delta E_d}{k_B T})} JC \quad (5)$$

式中:  $\Delta E_b$ 、 $\Delta E_d$  分别为水力学能垒、膜-颗粒相互作用能垒;  $k_B$  为玻尔兹曼常数;  $T$  为温度。该模型考虑了界面相互作用和颗粒运动情况,描述了从未污染膜-颗粒相互作用到污染膜-颗粒相互作用的污染过渡过程<sup>[11]</sup>,较好地分析了颗粒性质包括粒径、浓度、接触角、Zeta 电位以及膜性质对颗粒污染的影响<sup>[63-65]</sup>。但该模型中计算水力学能垒采用的相对位移参数需要通过实验数据拟合获得,同时模型未将影响颗粒沉积速率的因素(布朗扩散力、剪切诱导力会导致颗粒反向扩散)考虑在内。针对以上问题, Jiang 等<sup>[66-67]</sup>在前者基础上将反向扩散项耦合进沉积概率系数中,将改进后的模型应用于振动膜的藻类污染研究,结果发现相对位移受操作压力影响较大。

碰撞模型主要应用于纳滤、反渗透膜过程的颗粒污染,该模型相比于临界通量模型能够有效地探究颗粒性质、膜的荷电性等影响因素对颗粒污染的影响,但还需进一步考虑流体流动对污染的影响,从而提高模型的精确性。

### 2.4 冲刷模型

部分研究者认为,在错流压力驱动膜过程的颗粒污染中,错流产生的剪切力会导致部分已沉积的颗粒再次被流体夹带返回到流道中,膜表面的净沉积率等于沉积速率减去再夹带速率。Gutman 等<sup>[68]</sup>认为,颗粒的重新夹带归因于湍流,采用沉积速率减去再夹带速率的方程形式来预测反渗透膜过程湍流条件下的颗粒污染,提出了冲刷模型。模型方程如式(6)所示。

$$\frac{dm}{dt} = C_b (k_s + \frac{J}{2}) - \frac{\beta}{100\mu} \tau m \quad (6)$$

式中:  $\tau$  为壁面剪切力;  $C_b$  为流道中的颗粒浓度;  $k_s$ 、 $\beta$  均为经验参数。但该模型需要确定壁面截切力的分布,而目前的实验手段难以较好地获取该参数,模型的精确性仍有待提高。

部分研究者借鉴其他场景下(比如沙土沉积、微生物黏附)的模型来描述压力驱动膜的颗粒污染。Zheng 等<sup>[69]</sup>基于模型对毫米级的沙子在多孔介质表面沉积,吸附和解吸速率系数与流速关联拟合获取。Cao 等<sup>[70]</sup>借鉴微生物在基质表面黏附机理模型来表达纳滤膜中的颗粒污染,模型假设沉积导致膜堵塞面积增加,沉积速率下降,解吸速率常数是与时

间无关的参数. 其中模型中的堵塞面积以及解吸速率常数均通过实验拟合获得.

沉积冲刷的速率与环境因素紧密相关, 因此部分研究者将环境因素比如流体流速、流道几何位置、截切力等考虑到吸附模型中, 从而提高模型的精确性. 宋卫臣等<sup>[71]</sup>借鉴颗粒在多孔介质传递模型中最普遍的一级吸附-解吸模型, 研究牛血清蛋白、二氧化硅在超滤膜上的沉积过程. 在不同的错流流速、膜通道位置, 模型中的吸附速率常数和解吸速率常数不同, 需通过实验数据拟合获得以错流流速、通道长度为变量的速率常数. 该模型将冲刷速率与流道长度相关联, 这对研究膜污染空间分布具有一定可解释性, 但模型因位置的变化而不同具有的普适性严重下降. 崔海航等<sup>[72-73]</sup>采用沉积-冲刷模型, 该模型认为沉积的不可逆污染速率与法向流速、污染物浓度成正比, 冲刷项是由剪切力对污染物冲刷产生, 并假设剪切冲刷作用与切向剪切应力成线性关系. 其模型中沉积项、冲刷项均存在修正系数, 两者均需实验拟合获得. 沉积-冲刷模型仍然存在模型参数需要通过实验结果拟合获取, 拟合参数与影响因素(包括流体流动、颗粒和污染物的性质)的关联有待进一步探究. Faridirad 等<sup>[74]</sup>采用沉积-冲刷-渗透模型来描述纳滤膜的无机颗粒污染, 与其他模型相比(组合模型、凝胶层模型等), 该模型的平均相对误差最小, 仅 3.2%. 冲刷模型多应用于超滤、微滤膜的颗粒污染, 模型中涉及的参数需要通过实验测量获得, 模型的可靠性依赖于实验数据的准确.

## 2.5 相变模型

部分研究者认为, 当颗粒悬浮液体积分数达到某一值时, 颗粒从流道流体自由态转变到沉积层固定态, 从而形成沉积层. Bacchin 等<sup>[34]</sup>开发了相变模型, 考虑了浓差极化、凝胶层、颗粒沉积 3 个因素来描述错流条件下的颗粒污染过程. 模型有效证明了凝胶层、浓差极化层是非稳定状态, 而沉积层是稳定的, 并且探究了跨膜压力、渗透通量和颗粒粒径对浓差极化、凝胶层、沉积层的影响关系.

Liu 等<sup>[75]</sup>采用悬浮液由液相的浓差极化层向固相的沉积层转变的机理, 来描述微滤颗粒污染的形成过程, 并定义了临界体积分数参数来确定从浓差极化向沉积层转变的节点. 当颗粒体积分数低于临界值时, 传质层中只出现浓度极化层; 当体积分数大于临界值时, 污染层形成. 但是, 该模型未考虑小尺寸颗粒堵塞膜孔产生的阻力, 导致模型预测的污染

层阻力均小于实验值. 模型方程如式(7)所示.

$$\delta(x) = \frac{1}{J} \int_{\phi_b}^{\phi_w} \frac{D(\phi)}{\phi} d\phi \quad (7)$$

式中:  $x$  为污染层厚度;  $\phi_w$  为临界浓度;  $\phi_b$  为初始浓度;  $\phi$  为浓度;  $D$  为扩散系数. 相变模型能较好地描述浓差极化与颗粒污染现象, 其关键的研究点在于临界值的确定, 如何通过实验来精确获得临界值是一个值得研究的难题.

## 3 颗粒污染的 CFD 模拟进展

由于压力驱动膜过程的颗粒污染现象与流体流动状态、颗粒运动状态有很大关联, 基于简单的模型研究通常难以深入定量研究. CFD 技术把在时空坐标中连续的物理场量(比如速度、浓度、压力等)通过有限个离散点的集合来替代, 利用有限差分、有限体积、有限元方法等方法对控制方程进行离散求解. 其具有精确、效率高、后处理方便、成本低等优点, 已被广泛应用于探究流体传输和颗粒污染过程. 在过去十年中, 采用 CFD 技术来研究膜污染所发表的论文占比达到了近 31%<sup>[76]</sup>.

大部分文献将 CFD 仅用于计算流场, 而如何将流场与膜污染过程相结合是一项重大挑战. CFD 计算模拟通常以 Navier-Stokes 方程、对流-扩散方程、达西定律等为基础来表达流体运动和浓度分布, 颗粒污染过程需要采用自定义函数来实现将污染模型的嵌入, 耦合操作条件、颗粒特性、膜材料性质等多因素, 采用数值计算方法求解, 可实现对速度、压力、浓度、颗粒沉积量等物理量的时空分析和可视化研究, 从而对理解颗粒污染形成过程以及污染缓解提供指导意义. CFD 计算模拟可以通过改变输入参数, 模拟不同条件下的膜过程, 为膜原件的设计、过程优化等提供指导建议.

### 3.1 CFD 在超滤/微滤的颗粒污染的应用

在超滤、微滤膜分离过程中, 颗粒污染较为常见, 颗粒的沉积导致膜孔的堵塞, 造成超滤、微滤膜性能下降. 目前实验难以精确获取颗粒污染过程的全貌, 而 CFD 模拟可以实现颗粒的时空分布可视化, 以及对超滤、微滤膜颗粒污染过程的模拟, 从而探究污染的演变过程.

Liu 等<sup>[75]</sup>采用达西定律、阻力模型描述膜分离性能, 在阻力模型中渗透压的变化受颗粒相互作用能影响, 采用相变模型描述颗粒在膜表面的沉积过程, 利用 CFD 模拟探究了颗粒相互作用能对渗透压



的影响。跨膜压力的模拟结果与实验最大相对误差为 8.1%。但污染阻力的模拟结果低于实验结果,且在错流流速 0.2 m/s 时,最大相对误差达 30%。这是因为数值模拟中假设颗粒大小完全一致,而实际情况较小的颗粒导致膜孔缩小堵塞,产生更大的污染阻力。Bessiere 等<sup>[77]</sup>采用渗透压模型、相变模型分别描述膜分离性能和颗粒沉积,从而利用 CFD 模拟探究了超滤过程中膜结构、通量对颗粒污染的影响,模拟结果与实验相吻合。

Schausberger 等<sup>[50]</sup>结合达西定律、阻力模型、吸附模型,将进料液密度、溶质扩散系数、渗透压与溶液环境关联,采用 CFD 模拟研究了 BSA 对超滤膜的污染过程,模拟结果在特定条件下与实验结果吻合。但酸碱度、颗粒初始浓度、进料流速等条件的改变,使得模拟结果偏离实验值。这是由于模型未考虑浓差极化对污染的影响,需要采用蛋白质、盐 2 种物质以及用活度系数表达水、蛋白质和盐的热力学作用来改进现有模型。Paris 等<sup>[78]</sup>结合凝胶极化模型、阻力模型、渗透压模型,利用 CFD 对超滤中葡聚糖颗粒污染过程进行模拟。研究发现,模拟结果在初始浓度较低时误差较大;而在其他情况下,预测的渗透通量与实验结果吻合较好,并很好地描述了错流速度、初始浓度、跨膜压力和膜通道长度的影响。

崔海航等<sup>[72-73]</sup>结合达西定律、对流-扩散方程、冲刷模型,利用 CFD 中的变形几何、移动网格模块来模拟超滤膜 BSA 污染沉积层的变化迁移。CFD 模拟证明脉冲式的进料方式和波纹图案的膜表面具有更好的抗污染性能。宋卫臣等<sup>[71]</sup>结合达西定律、阻力模型、Carmen-Kozeny 方程、冲刷模型,利用 CFD 模拟了超滤膜 BSA 污染过程。结果表明,在死端过程中,颗粒污染随浓度的增大和颗粒粒径的减小而加剧;在错流过程中,呈现离入口越远颗粒污染越严重的空间分布。以上两者对颗粒污染的空间分布具有较深入的研究,同时通过改变几何模型来表达污染层区域的变化,使得模拟更具可解释性。Sarkar 等<sup>[79]</sup>结合渗透压模型、 $k$ -模型、冲刷模型,CFD 模拟结果表明剪切力增强可以起到限制颗粒污染的作用。

在 CFD 模拟中,常用于超滤、微滤的颗粒污染模型包括相变模型、冲刷模型。对象研究以单一类型颗粒为主,如 BSA、腐殖酸、二氧化硅等。模拟所用的部分参数来源于实验结果,因此其模拟的准确性和可解释性仅限于特定条件。

### 3.2 CFD 在纳滤/反渗透的颗粒污染应用

在膜分离过程中,经超/微滤处理后的产水仍然有部分粒径小的颗粒进入到纳滤和反渗透系统中,颗粒与盐相互作用可能进一步加剧污染形成。许多研究者尝试利用 CFD 模拟来研究纳滤、反渗透污染过程中颗粒沉积及浓差极化机理。

Cao 等<sup>[80]</sup>利用 Spiegler-Kedem 模型、冲刷模型分别描述颗粒的浓差极化和颗粒的污染,通过 CFD 技术探究了不同压力下纳滤膜浓差极化层、颗粒沉积的分布,模拟结果成功地描述了浓差极化的形成、颗粒-膜的相互作用,以及渗透通量对颗粒沉积的影响。Geraldies 等<sup>[81]</sup>结合对流-扩散模型、渗透压模型分别描述颗粒的运动、膜分离性能,探究蔗糖、聚乙二醇对纳滤膜的污染过程,模型考虑了颗粒-膜的相互作用力,CFD 模拟计算的表现截留率、浓度分布与实验结果相吻合。

Su 等<sup>[59]</sup>利用 CFD 研究了振动对反渗透膜系统的二氧化硅颗粒污染的影响,模拟结合了阻力模型、CEOP 效应、溶质对流-扩散模型和临界通量模型,临界通量模型通过自定义函数实现。模拟将膜表面颗粒沉积和盐的浓差极化过程实现了可视化,描述了渗透通量的变化和污染的时空分布。Uppu 等<sup>[61]</sup>采用 CEOP 效应、临界通量模型来描述颗粒污染过程,利用 Carmen-Kozeny 方程、阻力模型分别描述沉积层产生的水力学阻力、膜通量变化;CFD 模拟探究了操作压力、雷诺系数、颗粒粒径对颗粒污染的影响,并对比了普通流道和存在旋转动力的流道污染情况。

在纳滤膜、反渗透的颗粒污染的 CFD 研究中,模拟采用临界通量模型比较多。模拟过程除了研究颗粒,还需要考虑原水中盐离子的存在,因此涉及颗粒颗粒、盐的浓差极化以及颗粒和盐相互作用,相比于超滤、微滤更为复杂。未来 CFD 研究方向包括离子强度对颗粒沉积的影响、特种盐离子(比如  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ )存在对沉积层结构的影响,以及颗粒团聚现象等。

## 4 结语与展望

系统介绍了压力驱动膜颗粒污染形成的理论研究现状,重点介绍了颗粒污染形成的机理、数学模型以及 CFD 模拟,为压力驱动膜分离过程中膜污染控制和抗污染膜制备提供了理论指导。然而,压力驱动膜过程的颗粒污染理论研究仍存在一些不足和发展

的空间。

1) 机理模型的研究仍有待深入。迄今为止的机理模型研究更多集中于探究界面相互作用和污染倾向之间的关系,通常难以兼顾流体流动和界面相互作用,应开发包含流体力学在内、具有更好预测能力的综合性机制模型。此外,实际水处理过程中,由于原水组成的复杂性,迫切需要开发对单一颗粒、双组分或多组分颗粒均适用的精确模型。

2) 由于三维物理模型和计算模型建立的复杂性,需要强大的计算资源,压力驱动膜颗粒污染的 CFD 计算研究尚处于起步阶段。CFD 模拟主要用于对二维物理场的机理模型实现上,其应用于研究三维物理模型以及存在隔网的颗粒污染现象相对缺乏。因此,需要开发更先进的模型并增强计算能力,实现更深入的颗粒污染机理研究。

3) 利用大数据与人工智能,实现 CFD 模拟高精度与智能化。近年来人工智能、大数据的发展,为数据驱动与模型驱动融合提供更大可能性,利用如机器学习、深度学习等数据挖掘手段揭示颗粒污染的潜在规律,并且将学习到的新规律应用于改进机理模型和 CFD 模拟计算中。

## 参考文献:

[1] 郑根江. 中国膜产业发展状况与展望[J]. 水处理技术, 2020, 46(6): 1—3.

[2] Singh S K, Maiti A, Pandey A, *et al.* Fouling limitations of osmotic pressure-driven processes and its remedial strategies: A review[J]. J Appl Polym Sci, 2023, 140(2): e53295.

[3] Jafari M, Vanoppen M, Agtmaal J M C V, *et al.* Cost of fouling in full-scale reverse osmosis and nanofiltration installations in the Netherlands[J]. Desalination, 2021, 500: 114865.

[4] Das S, O'Connell M G, Xu H, *et al.* Assessing advances in anti-fouling membranes to improve process economics and sustainability of water treatment[J]. ACS ES&T Eng, 2022, 2(11): 2159—2173.

[5] Chew J W, Kilduff J, Belfort G. The behavior of suspensions and macromolecular solutions in crossflow microfiltration: An update[J]. J Membr Sci, 2020, 601: 117865.

[6] Liu L, Wang Y, Liu Y, *et al.* Insight into key interactions between diverse factors and membrane fouling mitigation in anaerobic membrane bioreactor[J]. Environ Pollut, 2024, 347: 123750.

[7] 秦兰兰, 黄海鸥. 多孔膜过滤的颗粒输移模型研究现状及展望[J]. 环境工程, 2021, 39(7): 54—61, 93.

[8] 张雅琴, 张 林, 侯立安. 计算流体力学在水处理膜过程中的应用[J]. 中国工程科学, 2014, 16(7): 47—52.

[9] Lohaus J, Perez Y M, Wessling M. What are the microscopic events of colloidal membrane fouling? [J]. J Membr Sci, 2018, 553: 90—98.

[10] Lu Q, Wang J, Wang Z, *et al.* Molecular Insights into the interaction mechanism underlying the aggregation of humic acid and its adsorption on clay minerals [J]. Environ Sci Technol, 2023, 57(24): 9032—9042.

[11] Liu J, Huang T, Ji R, *et al.* Stochastic collision-attachment-based monte carlo simulation of colloidal fouling: Transition from foulant-clean-membrane interaction to foulant-fouled-membrane interaction[J]. Environ Sci Technol, 2020, 54(19): 12703—12712.

[12] Wang L, Miao R, Wang X, *et al.* Fouling behavior of typical organic foulants in polyvinylidene fluoride ultrafiltration membranes: Characterization from microforces[J]. Environ Sci Technol, 2013, 47(8): 3708—3714.

[13] Tang C Y, Kwon Y N, Leckie J O. The role of foulant-foulant electrostatic interaction on limiting flux for RO and NF membranes during humic acid fouling — Theoretical basis, experimental evidence, and AFM interaction force measurement [J]. J Membr Sci, 2009, 326(2): 526—532.

[14] Henry C, Minier J P, Lefèvre G. Towards a description of particulate fouling: From single particle deposition to clogging[J]. Adv Colloid Interface Sci, 2012, 185/186: 34—76.

[15] Nagata N, Herouvis K J, Dziewulski D M, *et al.* Cross-flow membrane microfiltration of a bacteriol fermentation broth[J]. Biotechnol Bioeng, 1989, 34(4): 447—466.

[16] Tang C Y, Chong T H, Fane A G. Colloidal interactions and fouling of NF and RO membranes: A review [J]. Adv Colloid Interface Sci, 2011, 164(1): 126—143.

[17] Dickhout J M, Moreno J, Biesheuvel P M, *et al.* Produced water treatment by membranes: A review from a colloidal perspective[J]. J Colloid Interface Sci, 2017, 487: 523—534.

[18] Zamani A, Maini B. Flow of dispersed particles through porous media — Deep bed filtration[J]. J Pet Sci Eng, 2009, 1/2(69): 71—88.



- [19] Gopalakrishnan A, Bouby M, Schäfer A I. Membrane-organic solute interactions in asymmetric flow field flow fractionation: Interplay of hydrodynamic and electrostatic forces[J]. *Sci Total Environ*, 2023, 855: 158891.
- [20] Schroën K, van Dinther A, Stockmann R. Particle migration in laminar shear fields: A new basis for large scale separation technology? [J]. *Sep Purif Technol*, 2017, 174: 372—388.
- [21] Fu W, Hua L, Zhang W. Experimental and modeling assessment of the roles of hydrophobicity and zeta potential in chemically modified poly (ether sulfone) membrane fouling kinetics[J]. *Ind Eng Chem Res*, 2017, 56(30): 8580—8589.
- [22] Brant J A, Childress A E. Assessing short-range membrane-colloid interactions using surface energetics [J]. *J Membr Sci*, 2002, 203(1): 257—273.
- [23] Chen J, Mei R, Shen L, *et al.* Quantitative assessment of interfacial interactions with rough membrane surface and its implications for membrane selection and fabrication in a MBR[J]. *Bioresour Technol*, 2015, 179: 367—372.
- [24] Hoek E M V, Agarwal G K. Extended DLVO interactions between spherical particles and rough surfaces [J]. *J Colloid Interface Sci*, 2006, 298(1): 50—58.
- [25] Hoek E M V, Bhattacharjee S, Elimelech M. Effect of membrane surface roughness on colloid-membrane DLVO interactions[J]. *Langmuir*, 2003, 19(11): 4836—4847.
- [26] Zhao L, Zhang M, He Y, *et al.* A new method for modeling rough membrane surface and calculation of interfacial interactions[J]. *Bioresour Technol*, 2016, 200: 451—457.
- [27] Teng J, Deng Y, Zhou X, *et al.* A critical review on thermodynamic mechanisms of membrane fouling in membrane-based water treatment process[J]. *Front Environ Sci Eng*, 2023, 17(10): 129.
- [28] Mahlangu T O, Thwala J M, Mamba B B, *et al.* Factors governing combined fouling by organic and colloidal foulants in cross-flow nanofiltration[J]. *J Membr Sci*, 2015, 491: 53—62.
- [29] Zhu R, Diaz A J, Shen Y, *et al.* Mechanism of humic acid fouling in a photocatalytic membrane system[J]. *J Membr Sci*, 2018, 563: 531—540.
- [30] Xiao F, Xiao P, Zhang W J, *et al.* Identification of key factors affecting the organic fouling on low-pressure ultrafiltration membranes [J]. *J Membr Sci*, 2013, 447: 144—152.
- [31] Bhattacharjee S, Kim A S, Elimelech M. Concentration polarization of interacting solute particles in cross-flow membrane filtration[J]. *J Colloid Interface Sci*, 1999, 212(1): 81—99.
- [32] Chen J C, Li Q, Elimelech M. In situ monitoring techniques for concentration polarization and fouling phenomena in membrane filtration[J]. *Adv Colloid Interface Sci*, 2004, 107(2): 83—108.
- [33] Chen V, Fane A G, Madaeni S, *et al.* Particle deposition during membrane filtration of colloids: Transition between concentration polarization and cake formation [J]. *J Membr. Sci*, 1997, 125(1): 109—122.
- [34] Bacchin P, Si-Hassen D, Starov V, *et al.* A unifying model for concentration polarization, gel-layer formation and particle deposition in cross-flow membrane filtration of colloidal suspensions [J]. *Chem Eng Sci*, 2002, 57(1): 77—91.
- [35] Bacchin P, Aimar P. Critical fouling conditions induced by colloidal surface interaction: From causes to consequences [J]. *Desalination*, 2005, 175(1): 21—27.
- [36] Azaïs A, Mendret J, Petit E, *et al.* Evidence of solute-solute interactions and cake enhanced concentration polarization during removal of pharmaceuticals from urban wastewater by nanofiltration[J]. *Water Res*, 2016, 104: 156—167.
- [37] Chong T H, Fane A G. Implications of critical flux and cake enhanced osmotic pressure (CEOP) on colloidal fouling in reverse osmosis: Modeling approach[J]. *Desalin Water Treat*, 2009, 8(1/2/3): 68—90.
- [38] Guo W, Ngo H H, Li J. A mini-review on membrane fouling[J]. *Bioresour Technol*, 2012, 122: 27—34.
- [39] Zhao D, Song J, Xu J, *et al.* Behaviours and mechanisms of nanofiltration membrane fouling by anionic polyacrylamide with different molecular weights in brackish wastewater desalination [J]. *Desalination*, 2019, 468: 114058.
- [40] Mo Y, Xiao K, Liang P, *et al.* Effect of nanofiltration membrane surface fouling on organic micro-pollutants rejection: The roles of aqueous transport and solid transport[J]. *Desalination*, 2015, 367: 103—111.
- [41] Wang Y N, Tang C Y. Nanofiltration membrane fouling by oppositely charged macromolecules: Investigation on flux behavior, foulant mass deposition, and solute rejection[J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(20): 8941—8947.
- [42] Yao W, Hou L, Wang F, *et al.* Dual-objective for the

- mechanism of membrane fouling in the early stage of filtration and determination of cleaning frequency: A novel combined model[J]. *J Membr Sci*, 2022, 647: 120315.
- [43] Zhang C, Bao Q, Chen Q, *et al.* Membrane fouling behaviors and evolution during food waste digestate treatment[J]. *J Membr Sci*, 2022, 660: 120883.
- [44] Hou L, Wang Z, Song P. A precise combined complete blocking and cake filtration model for describing the flux variation in membrane filtration process with BSA solution [J]. *J Membr Sci*, 2017, 542: 186—194.
- [45] Bolton G, LaCasse D, Kuriyel R. Combined models of membrane fouling: Development and application to microfiltration and ultrafiltration of biological fluids[J]. *J Membr Sci*, 2006, 277(1): 75—84.
- [46] Hamed H, Mohammadzadeh O, Rasouli S, *et al.* A critical review of biomass kinetics and membrane filtration models for membrane bioreactor systems[J]. *J Environ Chem Eng*, 2021, 9(6): 106406.
- [47] Iritani E, Katagiri N. Developments of blocking filtration model in membrane filtration[J]. *KONA Powder Part J*, 2016, 33: 179—202.
- [48] Gekas V, Aimar P, Lafaille J P, *et al.* A simulation study of the adsorption—Concentration polarisation interplay in protein ultrafiltration[J]. *Chem Eng Sci*, 1993, 48(15): 2753—2765.
- [49] Ruiz-Beviá F, Gomis-Yagües V, Fernández-Sempere J, *et al.* An improved model with time-dependent adsorption for simulating protein ultrafiltration [J]. *Chem Eng Sci*, 1997, 52(14): 2343—2352.
- [50] Schausberger P, Norazman N, Li H, *et al.* Simulation of protein ultrafiltration using CFD: Comparison of concentration polarisation and fouling effects with filtration and protein adsorption experiments[J]. *J Membr Sci*, 2009, 337(1): 1—8.
- [51] Mondal S, Mukherjee R, Chatterjee S, *et al.* Adsorption-concentration polarization model for ultrafiltration in mixed matrix membrane[J]. *AIChE J*, 2014, 60(6): 2354—2364.
- [52] Zhang J, Cai Z, Cong W, *et al.* Mechanisms of protein fouling in microfiltration. II. Adsorption and deposition of proteins on microfiltration membranes[J]. *Sep Sci Technol*, 2002, 37(13): 3039—3051.
- [53] Xiao K, Wang X, Huang X, *et al.* Combined effect of membrane and foulant hydrophobicity and surface charge on adsorptive fouling during microfiltration[J]. *J Membr Sci*, 2011, 373(1): 140—151.
- [54] Muca R, Piątkowski W, Antos D. A shortcut method for evaluation of protein deposition onto the membrane surface in crossflow ultrafiltration[J]. *Eng Life Sci*, 2017, 17(4): 370—381.
- [55] Knutsen J S, Davis R H. Deposition of foulant particles during tangential flow filtration[J]. *J Membr Sci*, 2006, 271(1): 101—113.
- [56] Le Clech P, Jefferson B, Chang I S, *et al.* Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor[J]. *J Membr Sci*, 2003, 227(1): 81—93.
- [57] Field R W, Wu J J. Modelling of permeability loss in membrane filtration: Re-examination of fundamental fouling equations and their link to critical flux[J]. *Desalination*, 2011, 283: 68—74.
- [58] Schwinge J, Neal P R, Wiley D E, *et al.* Estimation of foulant deposition across the leaf of a spiral-wound module[J]. *Desalination*, 2002, 146(1): 203—208.
- [59] Su X, Li W, Palazzolo A, *et al.* Permeate flux increase by colloidal fouling control in a vibration enhanced reverse osmosis membrane desalination system [J]. *Desalination*, 2019, 453: 22—36.
- [60] Chong T H, Wong F S, Fane A G. Implications of critical flux and cake enhanced osmotic pressure (CEOP) on colloidal fouling in reverse osmosis: Experimental observations[J]. *J Membr Sci*, 2008, 314(1): 101—111.
- [61] Uppu A, Chaudhuri A, Prasad Das S. Numerical modeling of particulate fouling and cake-enhanced concentration polarization in roto-dynamic reverse osmosis filtration systems[J]. *Desalination*, 2019, 468: 114053.
- [62] Liu J, Wang Z, Tang C Y, *et al.* Modeling dynamics of colloidal fouling of RO/NF membranes with a novel collision-attachment approach[J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(3): 1471—1478.
- [63] Liu J, Zhao Y, Fan Y, *et al.* Dissect the role of particle size through collision-attachment simulations for colloidal fouling of RO/NF membranes[J]. *J Membr Sci*, 2021, 638: 119679.
- [64] Liu J, Chen K, Zou K, *et al.* Insights into the roles of membrane pore size and feed foulant concentration in ultrafiltration membrane fouling based on collision-attachment theory[J]. *Water Environ Res*, 2021, 93(4): 516—523.
- [65] Liu J, Fan Y, Sun Y, *et al.* Modelling the critical roles of zeta potential and contact angle on colloidal fouling with a coupled XDLVO-collision attachment

- approach[J]. *J Membr Sci*, 2021, 623: 119048.
- [66] Jiang S, Xiao S, Chu H, *et al.* Intelligent mitigation of fouling by means of membrane vibration for algae separation: Dynamics model, comprehensive evaluation, and critical vibration frequency[J]. *Water Res.*, 2020, 182: 115972.
- [67] Jiang S, Xiao S, Chu H, *et al.* Performance enhancement and fouling alleviation by controlling transmembrane pressure in a vibration membrane system for algae separation[J]. *J Membr Sci*, 2022, 647: 120252.
- [68] Bowen W R, Jenner F. Theoretical descriptions of membrane filtration of colloids and fine particles: An assessment and review[J]. *Adv Colloid Interface Sci*, 1995, 56: 141—200.
- [69] Zheng X, Shan B, Chen L, *et al.* Attachment-detachment dynamics of suspended particle in porous media: Experiment and modeling[J]. *J Hydrol*, 2014, 511: 199—204.
- [70] Cao H, Habimana O, Semião A J C, *et al.* Understanding particle deposition kinetics on NF membranes: A focus on micro-beads and membrane interactions at different environmental conditions[J]. *J Membr Sci*, 2015, 475: 367—375.
- [71] 宋卫臣. 高分子超/纳滤膜分离过程的数值模拟[D]. 济南: 山东大学, 2013.
- [72] 崔海航, 刘珺芳. 基于污染物临界粘附力的超滤动态过程的CFD模拟[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(10): 3636—3642.
- [73] 崔海航, 胡晓晶, 刘珺芳. 基于移动网格的超滤膜污染物截留过程的动态数值模拟[J]. *膜科学与技术*, 2015, 35(6): 59—66.
- [74] Faridirad F, Zourmand Z, Kasiri N, *et al.* Modeling of suspension fouling in nanofiltration[J]. *Desalination*, 2014, 346: 80—90.
- [75] Jianxin L, Zhijun L, Xiaofei X, *et al.* Numerical investigation of the membrane fouling during microfiltration of semiconductor wastewater[J]. *Desalin Water Treat*, 2016, 57(11): 4756—4768.
- [76] Sutariya B, Sargaonkar A, Raval H. Methods of visualizing hydrodynamics and fouling in membrane filtration systems: Recent trends[J]. *Sep Sci Technol*, 2023, 58(1): 101—130.
- 参考文献[77]~[81]省略, 有需要的读者请与作者联系  
——本刊编辑部

## Advances in particulate fouling mechanism and CFD simulation of pressure-driven membrane processes

QIAN Tao<sup>1</sup>, LU Dan<sup>1,2</sup>, ZHANG Yaqin<sup>1,3</sup>, YAO Zhikan<sup>1,2</sup>,  
ZHOU Zhijun<sup>1</sup>, ZHENG Danjun<sup>1</sup>, ZHANG Lin<sup>1,2</sup>

- (1. Engineering Research Center of Membrane and Water Treatment of MOE, College of Chemical and Biological Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China; 2. Future Environment Laboratory, Innovation Center of Yangtze River Delta, Zhejiang University, Jiaxing 314000, China; 3. Zhejiang Energy R&D Institute, Hangzhou 311121, China)

**Abstract:** In pressure-driven membrane separation processes, membrane fouling is one of the key factors affecting the performance and lifetime of the membrane. Analyzing the formation mechanism of pollutants on the membrane surface is of great significance for the development of high-performance anti-fouling membranes and for improving the stability of system operation. This article reviews the research progress in the formation mechanism of surface fouling of pressure-driven membranes, mechanistic models, and computational fluid dynamics simulations at home and abroad. It focuses on introducing the formation mechanism and influencing factors of particulate fouling and reviews the mathematical models used to explain the formation of particulate fouling. Finally, it summarizes the application of computational fluid dynamics in the simulation of particulate fouling, which provides a reference for theoretical calculation, and simulation modeling of pressure-driven membrane fouling.

**Key words:** membrane separation; particulate fouling; modeling; computational fluid dynamics