专题综述

正渗透膜污染特征及抗污染正渗透膜研究进展

王 涛[1,2]，王 宁[1]，陆金仁[3]，王志宁[2]，胡云霞[1*]

（1. 中国科学院 烟台海岸带研究所 山东省环境工程研究中心，
中国科学院 海岸带环境过程与生态修复重点实验室，烟台 264003；
2. 中国海洋大学 化学化工学院 海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室，青岛 266100；
3. 中国海洋大学 化学化工学院，青岛 266100）

摘要： 正渗透技术因其能耗低、水回收率高、截留能力强等优势，成为极具发展潜力的膜分离技术. 然而，膜污染引起水通量持续下降，膜寿命缩短等问题严重制约了正渗透技术的发展和应用. 如何有效控制膜污染已经成为正渗透技术亟需解决的问题. 本综述从正渗透膜污染的角度出发，详细总结了正渗透膜的污染特征，全面介绍了抗污染正渗透膜的研究成果. 通过对比众多的研究结果发现，正渗透膜的性质、膜朝向、原料液性质以及膜过程操作条件是影响正渗透膜污染形成与清除的重要因素. 通过优化操作条件虽然可部分减轻膜污染，但不能彻底解决膜污染问题. 开发抗污染正渗透膜仍是根治膜污染的重要解决方案. 最后详细介绍了目前抗污染正渗透膜的制备方法，包括双皮层结构正渗透膜的制备及结构调控、膜表面抗污染改性、开发抗污染亲水膜材料制备正渗透膜等. 其中，新型两亲性共聚物作为支撑层材料展现出良好的发展潜力，是未来抗污染正渗透膜的发展方向.

关键词： 正渗透；膜污染；抗污染；表面改性；共聚物

中图分类号： O631；TB34；TB43 **文献标志码：** A **文章编号：** 1007-8924(2017)01-0125-08

doi： 10.16159/j.cnki.issn1007-8924.2017.01.020

淡水资源紧缺和能源危机是制约当前社会发展与经济进步的重要因素. 正渗透(FO)膜技术近年来发展迅速，不仅用于海水淡化和污水净化获取淡水资源，而且用于盐差发电获取清洁新能源，吸引了全球科学家的深入研究[1-2]. 与传统的微滤、超滤、纳滤、反渗透、电渗析等膜过程有所不同，正渗透分离过程是指在膜两侧溶液的渗透压差的驱动下，水分子自发地从化学势较高的一侧(汲取液侧)透过分离膜扩散到化学势较低一侧(供给液侧)的过程. 与传统的反渗透过程相比，正渗透分离过程利用分离膜两侧溶液的渗透压作为驱动力，无需外加压力，因此具有能耗低，膜污染轻等优势，同时脱盐过程不会产生高浓盐水，可实现海水淡化和废水处理的零排放. 基于正渗透分离原理及其优势，正渗透技术不仅可用于海水淡化、废水处理，而且可广泛应用于食品工业、农业、控制药物释放和浓缩、盐差发电等领域[3].

尽管正渗透技术应用广泛，潜力巨大，在膜分离过程中的膜污染问题仍然亟待解决. 溶液中的粒子、胶体、微生物、大分子等由于物理、化学作用在膜表面或者膜孔处吸附、堆积造成膜孔径减小，长时间污染下将形成滤饼层，致使膜通量持续下降[4-5]. 如何有效控制膜污染已成为当今膜分离技术领域的关

收稿日期： 2016-04-05；**修改稿收到日期：** 2016-06-14

基金项目： 国家自然科学基金项目(21476249)；山东省科技发展计划(2014GHY115021)；分离膜与膜过程国家重点实验室(天津工业大学)开放课题 (M1-201503)

第一作者简介： 王 涛(1992-)，男，山西省晋城市人，硕士，研究方向为正渗透膜污染. * 通讯作者，E-mail：yunxiahu@yic.ac.cn

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

键[6-9]. 本文将从正渗透膜污染出发，介绍正渗透膜污染的特点、影响因素、危害以及当前正渗透膜污染的解决方案等，重点介绍当前新型抗污染正渗透膜的制备方法，最后展望正渗透抗污膜的研究方向和发展趋势.

1 正渗透膜过程及其污染类型

正渗透膜过程取决于两个必要因素：(1) 仅允许水分子通过而截留其他溶质分子或离子的选择性渗透膜；(2) 膜两侧存在足够的渗透压差，即传递过程所需要的推动力. 其中，选择性渗透膜是正渗透过程的核心. 然而，膜污染、浓差极化(Concentration Polarization, CP)、反向溶质扩散等因素是影响正渗透膜性能的 3 个主要因素. 与反渗透过程中的外浓差极化(External Concentration Polarization, ECP)占主要影响不同，内浓差极化(Internal Concentration Polarization, ICP)是造成正渗透膜水通量远低于理论值的最根本原因[10]. 由于 ECP 发生在正渗透膜表面，可通过提高膜表面流速等方法来缓解 ECP 的影响；而 ICP 发生在支撑层内部，是由正渗透膜支撑层的特性所决定的，无法通过改变操作条件来缓解，ICP 的强弱直接影响着正渗透技术的分离效率[11-12]. 反向溶质扩散是指在正渗透过程中，由于正渗透膜并不能达到对溶质 100%的截留，汲取液侧的溶质会透过膜渗透到原料液中，正渗透膜两侧的有效渗透压将因为反向溶质扩散而降低，ICP 现象更加严重[13]. 浓差极化、反向溶质扩散、膜污染三者之间密切相关. 反向溶质扩散引起 ICP 的加重，进而造成膜污染，浓差极化与膜污染又互相影响：一方面，由于浓差极化现象的存在，溶质在膜表面更易堆积，当溶质浓度超过其溶解度，无法溶解的溶质将在膜表面附着造成膜污染；另一方面，膜污染造成膜孔堵塞，膜表面污染物堆积，进而加剧浓差极化，大大降低正渗透效率[11].

膜污染存在于所有的膜分离过程中，常见的污染物可分为 4 类：溶解性无机物，有机物，生物污染以及胶体粒子[4,8]. 其中，溶解性无机物污染以可溶性无机盐为主，在膜分离过程中能够沉淀在膜表面，并在膜表面或者膜孔内结垢进而影响膜通量.

有机污染包括一系列有机化合物，如蛋白质，腐殖酸，多糖，氨基酸，核酸等，能够在正渗透膜表面堆积并形成滤饼层，造成正渗透膜通量下降，分离效率降低[14-15].

胶体粒子污染包括粘土矿物，硅胶，铁、铝、锰的氧化物，有机胶体和悬浮物，以及碳酸钙沉淀等. 胶体粒子在正渗透过程中倾向于在正渗透膜表面不断堆积形成滤饼层，不仅会导致膜通量的下降，膜孔堵塞，还将使物理手段清除膜表面污染变得更加困难[16].

生物污染在长时间的膜分离过程中造成的污染相比于无机物污染和有机物污染更为严重. 在实际的膜分离过程中，水体中的微生物会附着在膜表面，微生物繁殖产生的胞外聚合物形成具有粘性的水合凝胶体，水合凝胶体在膜表面的聚集是生物污染的主要原因[15]，因此抗污染措施不仅要针对微生物本身，提高膜的抗菌性能，还要改进正渗透膜的亲水性，减少水合凝胶体的附着和堆积.

2 正渗透膜污染特征研究

正渗透技术与其他膜技术相比存在着无外加压力的特点，膜污染行为也与其他膜技术有很大的不同[17]. 越来越多的研究通过对比反渗透(RO)和正渗透膜污染过程研究正渗透膜污染特征. Mi 等[18]对比了 RO 和 FO 的膜污染特点，研究了正渗透过程中的有机和无机污染，并得出结论：FO 与 RO 的膜污染过程都是由膜过程中含污染物的料液与膜表面的化学作用和水力作用共同决定的，但不同膜分离过程下形成的污染层厚度、致密度均有差别. 与反渗透过程不同的是，正渗透操作过程中无外加压力或压力较小，在膜表面形成的污染层较为松散，有机污染和无机污染均是可逆的，可以通过水力调控达到完全去除的效果，而 RO 过程中，外加压力的存在使得污染层十分致密，无法通过水力作用完全去除，使得大部分 RO 污染都是不可逆的.

Lee 等[17]利用海藻酸钠、腐殖酸、牛血清白蛋白(BSA)和二氧化硅胶体粒子等模型污染物研究了正渗透膜在 RO 和 FO 模式下的污染过程，得到了与 Mi 相似的结论. 此外，他们认为反向溶质扩散现象引起的 CEOP (Cake-Enhanced Osmotic Pressure)效应是正渗透膜污染的主要原因. 通过氯化钠和葡萄糖两种汲取液的对比实验发现，相对于葡萄糖汲取液，氯化钠水合半径小，易发生反向溶质扩散现象，使得膜水通量下降显著，膜污染现象尤为严重，反向溶质扩散使得膜表面溶质浓度提高，CP 现象加剧，加速了滤饼层的形成.

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

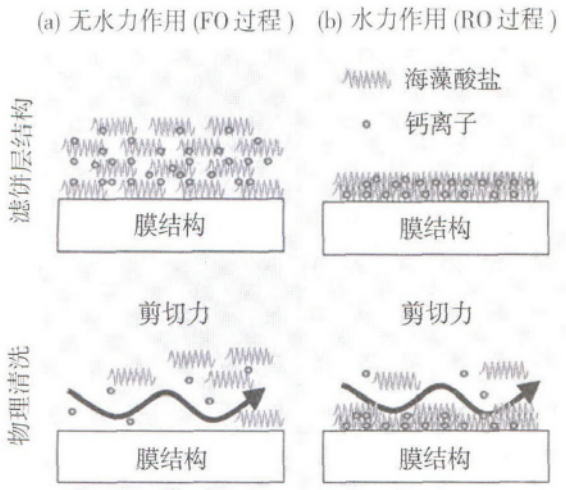


图 1　水力作用对于正渗透和反渗透操作下膜表面污染物去除效果对比[19]

Fig. 1　Schematic illustration of the fouling and cleaning with/without hydraulic pressure[19]

Boo 等[20-21]也研究了正渗透过程中反向溶质扩散对于胶体污染的影响. 在正渗透膜过滤过程中，胶体在膜表面积累形成滤饼层，其厚度和弯曲度与胶体大小以及胶体性质密切相关. 而滤饼层和反向溶质扩散则互为恶化，若滤饼层引起反向溶质扩散现象越严重，则越加厚滤饼层的形成，恶化膜污染，进而引起更严重的反向溶质扩散现象.

相比于有机污染、无机污染和胶体粒子污染，生物污染是膜过程中最为严重的污染现象[4]. 细菌分泌的粘性胞外聚合物和细菌与膜表面的强粘附作用都使生物污染的清除变得尤为困难. Kwan 等[15]通过对比 RO 和 FO 膜过程中的生物污染发现：由于 FO 过程中仅存在渗透压，膜污染形成的生物层较薄，受到生物污染影响小，造成水通量的衰减小. 而反渗透膜过程由于施加较大的外加压力，使得污染形成的生物膜较为致密，造成膜水通量下降显著.

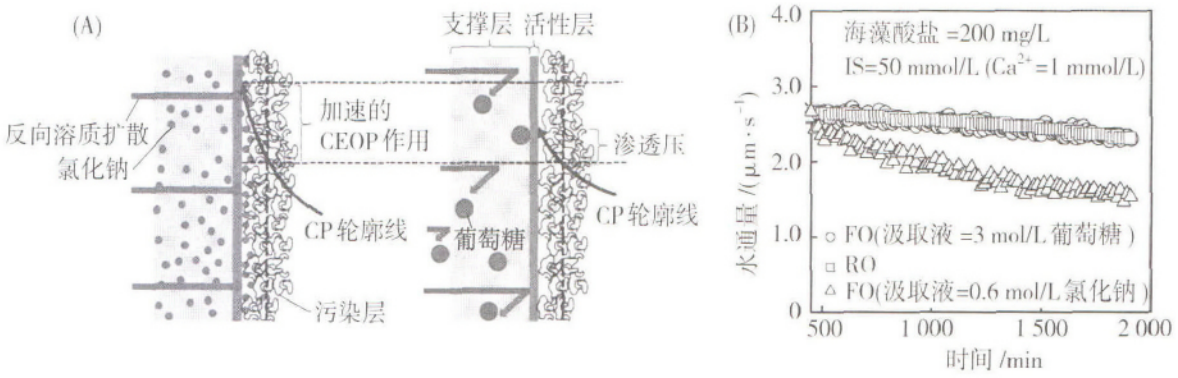


图 2　对比不同水合半径汲取液(葡萄糖和氯化钠)条件下的 CEOP 作用示意图(A)及造成的水通量下降情况(B)[17]

Fig. 2　(A) A conceptual illustration of the effect of draw solute reverse diffusion on cake-enhanced osmotic pressure (CEOP) in FO for different draw solutions: (a) NaCl and (b) dextrose; (B) Effect of salt reverse diffusion from the draw solution to the feed side on FO alginate fouling by cake-enhanced osmotic pressure (CEOP) [17]

Yoon 等[22]则通过实验证明了物理清洗并不能完全清除正渗透过程中的膜生物污染，化学清洗则能高效去除生物污染.

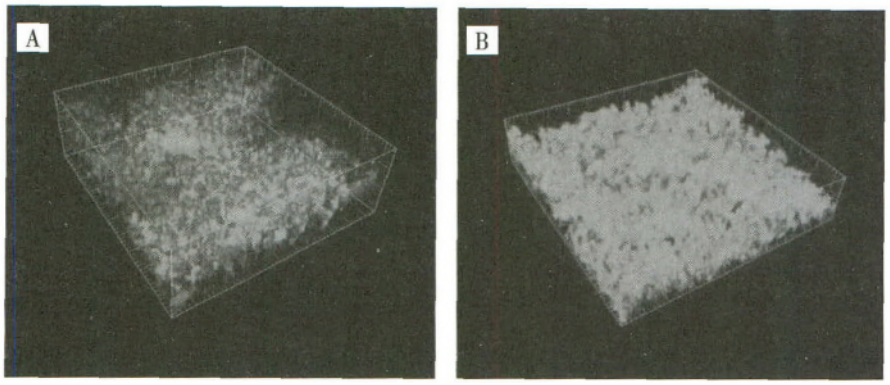
此外，Mi[19]还研究了正渗透的污染特征和清洗效果，发现清洗速度与清洗效率成正相关，主要的清洗方式是物理去除污染层. Lee 等[17]通过实验发现正渗透运行参数如水流速度、温度对膜污染也会产生影响，通常来说，降低运行速度会加速膜污染，而较高的工作温度在脱盐过程中易产生结垢现象.

综合来看，正渗透膜污染本身具有污染较小且大部分可逆的特点，且在正渗透膜过程中可通过优化操作条件减少膜污染. 而构建高效抗污染正渗透膜和提升膜材料抗污染性能对于膜污染的减轻和消除有着重要意义[4].

3　抗污染正渗透膜研究进展

国内外学者在提高正渗透膜的抗污染性能方面进行了大量研究. 其中，通过对原料液预处理，控制优化流体动力学条件如使用错流和提高流速，使用物理、化学清洗等方法均可减少正渗透膜污染，但无法从根本上消除膜污染现象. 膜污染产生的根源主要是因为膜表面与污染物之间的强界面作用力使得污染物在膜表面堆积且不能完全清除. 控制污染物与膜表面之间界面作用可有效地降低污染物在表面的吸附和沉积. 邢卫红等[23]指出，膜污染的研究将从操作参数调节发展到膜表面与界面作用的控制.

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net



x 轴标尺：202 μm，y 轴标尺：202 μm，z 轴标尺：(A)60 μm，(B)40 μm

图 3　激光共聚焦显微镜观察到的 FO(A)和 RO(B)不同模式下铜绿假单细胞生物污染情况[22]

Fig. 3　CLSM images of P. aeruginosa PA01 GFP biofilm morphology (A) on the biofouled forward osmosis (FO) membrane in the FO process and (B) on the biofouled RO membrane in the RO process[22]

而正渗透膜污染与膜结构和浓差极化又有着紧密关系，因此从构建理想的正渗透膜结构和抗污染的正渗透膜表面出发，发展正渗透膜的抗污染策略，为正渗透膜的研究与应用推广提供借鉴.

3.1　优化正渗透膜结构

正渗透膜结构一定程度上决定了正渗透膜的分离效率和内浓差极化程度，而且膜过程操作模式也影响着内浓差极化和膜污染，为此，优化正渗透膜结构和选择合适的操作模式对调控正渗透膜污染有着重要意义. Tiraferri 等[24]提出，理想的正渗透膜结构应该在满足膜过程所需强度的基础上尽可能薄且多孔，以减少内浓差极化，提高渗透效率. 他们通过在疏松指状孔支撑层上界面聚合制备了具有良好分离效率的 TFC (Thin Film Composite) FO 膜，在 1.5 mol/L 氯化钠汲取液条件下，水通量为 18 L/(m^2 · h)，截盐率为 97%，与将 RO 膜用于正渗透膜过程相比，极大降低了内浓差极化现象. 然而原料液中的污染物易沉积在疏松多孔的支撑层中，尤其是在正渗透膜活性层面对汲取液(AL-DS)模式下，膜污染相对严重，清洗后恢复率低[25]. 与之相比，AL-FS(正渗透膜活性层面对原料液)模式则存在较好的抗污染性能，膜通量恢复率较高. 但在相同渗透压下，AL-FS 模式则存在初始流量较低的问题[26]. Zhao 等[26]发现，在 AL-DS 模式下，通过 0.5 h 的水力清洗，水通量恢复率为 75%～80%，而在 AL-FS 模式下，水通量恢复率可达到 90%.

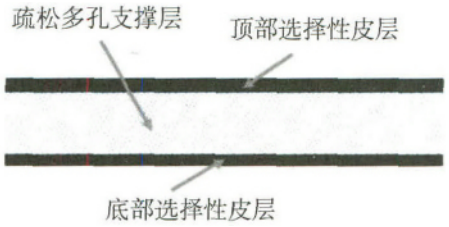


图 4　双皮层正渗透膜结构示意图

Fig. 4　Diagram of double-skinned forward osmosis membrane structure

传统的膜结构难以在高通量和强抗污性能两者之间取得平衡[27]. Wang 等[28]最早提出了双皮层正渗透膜的概念，其结构为“皮层-疏松多孔支撑层-皮层”，以期通过多一层的致密层来减少反向溶质扩散，降低传质阻力和 ICP，同时提高正渗透膜在 AL-DS 模式下的抗污染性能. Zhang 等[29]在传统的相转化醋酸纤维素基膜的基础上，通过 85 ℃水中的退火处理制备了抗污染性双皮层正渗透膜. 在汲取液为 5 mol/L 氯化镁，原料液为蒸馏水的条件下，水通量可达到 27.4 L/(m^2 · h)，盐通量 3.9 g/(m^2 · h)，且因为双皮层结构的存在，ICP 现象减少，AL-DS 模式下，抗污染性能得到提升. 除了相转化法以外，界面聚合法、层层自组装等方法均可用来制备双皮层结构的正渗透膜，亲水性的聚电解质，聚合物等也常被用于表面致密层的改性. Qi 等[30]通过层层自组装(LBL)的方法将聚丙烯胺盐酸盐(PAH)和聚(4-苯乙烯磺酸钠)(PSS)沉积在基膜上下表面，得到双皮层正渗透膜. 在 300 mg/L 的海藻酸钠抗污染测试中，PAH/PSS 双皮层正渗透膜展现了良好的抗污染能力，水通量受到污染物影响极小，归一化通量始终为 1.0. 双皮层结构一定程度上减少了 AL-DS 模式下溶质扩散引起的膜污染现象，但双面的致密皮层会造成正渗透膜水通量下降，分离效率

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

降低.

3.2　表面亲水改性

表面改性是当前发展抗污染正渗透膜的主要策略之一，通过交联，接枝，引入纳米粒子等手段对正渗透膜进行表面亲水改性，可将亲水聚合物分子或者亲水性纳米材料嵌入膜表面，调控膜表面粗糙度、表面电荷、亲水性等性质，进而调控膜表面与污染物之间的界面作用力，提高正渗透膜抗污性能[23]. 正渗透膜的活性层和支撑层的抗污染性能影响着膜性能、膜过程和膜污染程度，发展抗污染的活性层和支撑层的表面改性策略对正渗透膜性能提升和污染防治有着十分重要的研究价值和实际意义.

其中，活性层表面改性策略主要包括交联改性、接枝改性、纳米粒子改性等. Setiawan 等[31-32]用聚酰胺酰亚胺(PAI)中空纤维膜与聚乙烯亚胺(PEI)交联改性，得到亲水性表面，但 BSA 等带负电的蛋白质易被带正电的 PEI 吸引，加重蛋白质污染，进一步涂覆聚苯乙烯磺酸钠(PSS)改性后的正渗透中空纤维膜对 BSA 展现了较好的抗污染性能.

接枝改性是指通过化学键，在膜表面的大分子链上接枝上适当的支链或者功能性侧链. 聚乙二醇(PEG)的高分子链段含有大量的—CH_2CH_2—O—重复单元，具有强吸水性能，能够结合大量水分子，使得污染物不易吸附沉积到膜表面，常被用于亲水性接枝改性. 通过调控 PEG 聚合物的长度以及接枝密度，PEG 可以以聚合物分子刷或者卷曲的蘑菇层分布在膜表面，进而有效降低膜污染[33]. Romero-Vargas 等[34]通过乙二胺与复合正渗透膜聚酰胺层的酰氯基团进行键合反应，从而在膜表面富集反应活性较强的氨基，通过引发氨基与 PEG 的环氧官能团发生亲核反应，将 PEG 以 grafting to 的方式嵌入在正渗透膜表面. AFM 结果表明，PEG 改性后的正渗透膜表面与有机污染物和胶体粒子之间的界面作用力大幅减小，对膜污染的耐受性显著提高. 在以海藻酸钠溶液为污染物的性能测试中，水通量下降 7.2%，下降幅度仅为未改性 TFC FO 膜的一半.

通过交联、接枝等手段引入高分子，虽改善了膜表面亲水性，但也一定程度上降低了正渗透膜通量. 纳米粒子大小，形状，表面化学性质易于调控，可在引入亲水性的同时保持较高的膜通量. 常用的纳米材料，包括氧化石墨烯(GO)，碳纳米管(CNT)，二氧化钛(TiO_2)，二氧化硅(SiO_2)和银纳米颗粒等[35]. Rahimpour 等[36]将 SiO_2 纳米颗粒引入间苯二胺(MPD)水相中，制得的 TFN(Thin Film Nanocomposite) FO 膜亲水性得到显著改善.

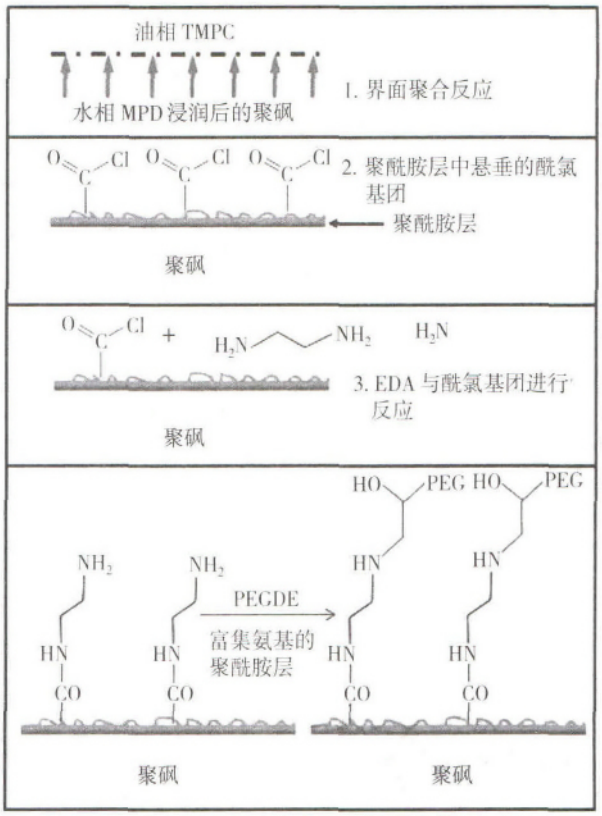


图 5　表面接枝改性 PEG 示意图[34]

Fig. 5　Amino-PEGDE TFC membrane preparation scheme[34]

Wang 等[37]将 CNT 超声分散于聚多巴胺(PDA)中，与均苯三甲酰氯(TMC)界面聚合反应后得到双皮层的 TFN 膜，在 0.5 mg/L 的腐殖酸污染物抗污染测试中，3 次循环后通量恢复率可达到 81.4%. 除了直接掺杂引入纳米粒子外，在不影响 TFC 膜原有良好性能的前提下，经过良好设计的纳米粒子可通过与 TFC 膜表面官能团反应形成稳定的表面并提高膜表面抗污染性能. 其中，抗菌纳米粒子可使膜表面微生物失活并减少有机污染物的吸附，加快有机污染物的释放. Alberto 等[6]利用带氨基的 SiO_2 纳米粒子，通过浸涂的方法，带氨基的阳离子配体与聚酰胺层羧基反应得到表面负载 SiO_2 纳米粒子的 TFN 膜. 在牛血清蛋白污染后，未经改性的聚酰胺正渗透膜水通量下降 10.3%，而负载 SiO_2 纳米粒子的 TFN 膜的水通量仅下降 0.8%，抗污染性能得到提升. Li 等[38]在 PSS 和 PAH 聚电解质溶液中加入了银纳米粒子，通过 LBL 的方法制备

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

了具有良好抗菌性能的FO膜，在抗菌性实验中对枯草芽孢杆菌和大肠杆菌的抗菌率可达到90.8%和87.6%.

与活性层相比，在AL-DS模式下，FO膜的抗污染性与支撑层的性质密切相关. 常见的支撑层改性手段包括涂覆改性，掺杂改性等. McCutcheon等[39]通过将PDA涂覆在TFC膜支撑层上，改善了FO膜的亲水性. Lind等[40]将经过交联处理的聚乙烯醇(PVA)涂覆在支撑层上，改性后的TFC膜亲水性显著提高，但涂覆改性会一定程度降低支撑层孔隙率，提高膜结构参数S，ICP现象更加严重. 应用纳米粒子掺杂改性可在为支撑层引入亲水、抗菌性能的同时，保持较低的S值，在FO膜制备方面潜力巨大. Emadzadeh等[41]在聚砜(PSf)支撑层中添加TiO_2纳米粒子，发现界面聚合后得到的TFN FO膜接触角随着TiO_2的添加量增加而减小，对NaCl的截留则降低. 在TiO_2添加量为0.5%时，水通量相比TFC FO膜提升86%～93%. 在后续的抗污染研究中，对BSA污染物的恢复率可达到92%，展现了较好的抗污染性能[42].

综上，表面改性通过物理、化学手段调控膜表面性质，可达到提升FO膜抗污染性能的效果，尤其是纳米粒子的引入，在不影响FO膜性能的情况下提升抗污染性能，功能性纳米粒子也为表面改性提供了更多的可能性.

3.3 膜材料亲水改性

表面改性的方法虽可提高正渗透膜抗污染性能，但受限于方法步骤复杂，难以实现大规模生产，且抗污染性能的提高仅局限于膜表面，对于膜孔孔道内，膜支撑层的抗污染效果并不明显. 因此，对高分子膜材料进行亲水性改性，以此来改善支撑层抗污染特性成为解决正渗透膜污染的另一条途径，对于减少正渗透膜的内浓差极化有着重要的意义[43-44].

PSf是常用的基膜材料，疏水性强，耐污染性能差. Cho等[45]对PSf进行了羧基化处理制得亲水性聚砜，以此做基膜制得正渗透膜，在1 mol/L氯化镁为汲取液，纯水为原料液的条件下，水通量可达到18 L/(m^2·h)，盐通量为2.2 g/(m^2·h)，与PSf正渗透膜相比分离效率提高，ICP得到缓解. 除了PSf，其他的膜材料也可通过磺化处理提高亲水性. Chung等[46]用磺化聚次苯基醚(sPPSU)制备亲水支撑层，在2 mol/L氯化钠作为汲取液的AL-DS模式下，水通量可达到54 L/(m^2·h)，盐通量为8.8 g/(m^2·h). 通过膜材料的羧基化，磺化等处理均可以改善材料亲水性，减少ICP效应. 而两亲性嵌段共聚物的合成则从高分子合成的角度给出了未来膜材料发展的新方向.

Duong等[47]合成了Polytriazole-*co*-Polyoxadiazole (PTA-POD)共聚物，通过相转化法制备了PTA-POD基膜并以其为支撑层制备了TFC正渗透膜. 经过测试，与传统的聚砜正渗透膜相比，水通量和截留率提升明显，支撑层亲水性的提升也提高了正渗透膜的抗污性能. Venault等[48]合成了Polystyrene-*b*-Poly (ethylene glycol) (PS-*b*-PEG)共聚物，其中，聚苯乙烯与PVDF具有良好的相容性，而PEG具有良好的亲水性，通过PVDF与两亲性共聚物共混得到PVDF膜. 膜表面的PEG提高了亲水性，接触角可从85°下降至59°。与此同时，膜表面蛋白质吸附由0.087 mg/cm^2降低至0.024 mg/cm^2，细菌在膜表面的吸附数量与PVDF原膜相比降低了99%。共混两亲性嵌段共聚物后，PVDF膜的抗污染性能得到显著提升。

两亲性共聚物在支撑层制备上的应用不仅提升了正渗透膜的抗污染性能，而且提供了工业化解决正渗透膜污染问题的思路. 但与此同时，共聚物的合成，溶解性，价格及其与成膜高分子材料的相容性都是今后需要进一步研究探索的方向.

4 展望

近年来，正渗透技术飞速发展，因其优良的脱盐性能，较低能耗，可实现零排放等优势，具有良好的发展前景和广泛的应用空间. 但与此同时，膜污染，尤其是生物污染已经成为制约当前正渗透技术进一步发展和应用的因素. 研究者对于抗污染正渗透膜进行了深入广泛的研究，从污染机理，正渗透过程优化，抗污染正渗透膜制备等多个方面来试图解决当前正渗透膜的污染问题. 抗污染正渗透膜的制备方面，双皮层膜结构的设计，正渗透膜表面亲水性改性，共聚物亲水性支撑层的构建都是解决正渗透污染问题的有效手段，均可获得较好的抗污染性能. 其中，由于正渗透过程中ICP现象的存在，支撑层的结构设计优化以及抗污染性能的提升，不仅对于FO膜抗污染有着重要的影响，也是FO膜过程效率提升的关键. 从膜材料角度出发构建共聚物亲水性支撑层以提供膜材料抗污染性能，对整个膜材料领

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

域的发展有着重要意义，将继续成为今后研究的热点和前沿.

参考文献：

[1] Han G, Chung T S, Toriida M, *et al*. Thin-film composite forward osmosis membranes with novel hydrophilic supports for desalination[J]. J Membr Sci, 2012, 423: 543－555.

[2] Zhao S, Zou L, Tang C Y, *et al*. Recent developments in forward osmosis: Opportunities and challenges[J]. J Membr Sci, 2012, 396:1－21.

[3] Dova M I, Petrotos K B, Lazarides H N. On the direct osmotic concentration of liquid foods. Part I: Impact of process parameters on process performance[J]. J Food Engi, 2007, 78(2): 422－430.

[4] Guo W, Ngo H H, Li J. A mini-review on membrane fouling[J]. Biores Technol, 2012, 122:27－34.

[5] **郑猛，吴青芸，周浩媛，等. 海水淡化反渗透膜微生物污染及防控研究进展**[J]. **膜科学与技术**, 2015, 35(1): 123－130.

[6] Alberto T, Yan K, Emmanuel P G, *et al*. Superhydrophilic thin-Film composite forward osmosis membranes for organicfouling control: fouling behavior and antifouling mechanisms[J]. Environ Sci Technol, 2012, 46 (20):11135－11144.

[7] Lee J, Kim B, Hong S. Fouling distribution in forward osmosis membrane process[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(6):1348－1354.

[8] Tang C Y, Fu Q S, Criddle C S, *et al*. Effect of flux (transmembrane pressure) and membrane properties on fouling and rejection of reverse osmosis and nanofiltration membranes treating perfluorooctane sulfonate containing wastewater[J]. Environ Sci Technol, 2007, 41 (6): 2008－2014.

[9] Ang W S, Elimelech M. Protein (BSA) fouling of reverse osmosis membranes: Implications for wastewater reclamation[J]. J Membr Sci, 2007, 296(1/2): 83－92.

[10] **李　刚，李雪梅，柳　越，等. 正渗透膜技术及其应用**[J]. **化工进展**, 2010, 29(8):1388－1398.

[11] McCutcheon J R, Elimelech M. Influence of concentrative and dilutive internal concentration polarization on flux behavior in forward osmosis[J]. J Membr Sci, 2006, 284(1/2): 237－247.

[12] Kim S, Hoek E M V. Modeling concentration polarization in reverse osmosis processes[J]. Desalination, 2005, 186(1/3): 111－128.

[13] Hancock N T, Cath T Y. Solute coupled diffusion in osmotically driven membrane processes [J]. Environ Sci Technol, 2009, 43 (17): 6769－6775.

[14] Kim K J, Fane A G, Fell C J D, *et al*. Fouling mechanisms of membranes during protein ultrafiltration [J]. J Membr Sci, 1992, 68(1/2): 79－91.

[15] Kwan S E, Bar-Zeev E, Elimelech M. Biofouling in forward osmosis and reverse osmosis: Measurements and mechanisms [J]. J Membr Sci, 2015, 493: 703－708.

[16] Kim Y, Elimelech M, Shon H K, *et al*. Combined organic and colloidal fouling in forward osmosis: Fouling reversibility and the role of applied pressure[J]. J Membr Sci, 2014, 460: 206－212.

[17] Lee S, Boo C, Elimelech M, *et al*. Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO)[J]. J Membr Sci, 2010, 365(1/2): 34－39.

[18] Mi B, Elimelech M. Chemical and physical aspects of organic fouling of forward osmosis membranes[J]. J Membr Sci, 2008, 320(1/2): 292－302.

[19] Mi B, Elimelech M. Organic fouling of forward osmosis membranes: Fouling reversibility and cleaning without chemical reagents[J]. J Membr Sci, 2010, 348(1/2): 337－345.

[20] Liu Y, Mi B. Combined fouling of forward osmosis membranes: Synergistic foulant interaction and direct observation of fouling layer formation[J]. J Membr Sci, 2012, 407/408: 136－144.

[21] Boo C, Lee S, Elimelech M, *et al*. Colloidal fouling in forward osmosis: Role of reverse salt diffusion[J]. J Membr Sci, 2012, 390/391: 277－284.

[22] Yoon H, Baek Y, Yu J, *et al*. Biofouling occurrence process and its control in the forward osmosis [J]. Desalination, 2013, 325: 30－36.

[23] **邢卫红，仲兆祥，景文珩，等. 基于膜表面与界面作用的膜污染控制方法**[J]. **化工学报**, 2013, 64(1): 173－181.

[24] Tiraferri A, Yip N Y, Phillip W A, *et al*. Relating performance of thin-film composite forward osmosis membranes to support layer formation and structure [J]. J Membr Sci, 2011, 367(1/2): 340－352.

[25] Shi L, Chou S R, Wang R, *et al*. Effect of substrate structure on the performance of thin-film composite forward osmosis hollow fiber membranes[J]. J Membr Sci, 2011, 382(1/2): 116－123.

[26] Zhao S, Zou L, Mulcahy D. Effects of membrane orientation on process performance in forward osmosis applications[J]. J Membr Sci, 2011, 382(1/2):308－315.

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

[27] Duong P H, Chung T S, Wei S, *et al*. Highly permeable double-skinned forward osmosis membranes for anti-foulng in the emulsified oil-water separation process[J]. Environ Sci Technol, 2014, 48(8): 4537－4545.

[28] Wang K Y, Ong R C, Chung T S. Double-skinned forward osmosis membranes for reducing internal concentration polarization within the porous sublayer[J]. Ind Eng Chem Res, 2010, 49(10): 4824－4831.

[29] Zhang S, Wang K Y, Chung T S, *et al*. Well-constructed cellulose acetate membranes for forward osmosis: Minimized internal concentration polarization with an ultra-thin selective layer[J]. J Membr Sci, 2010, 360(1/2): 522－535.

[30] Qi S, Qiu C Q, Zhao Y, *et al*. Double-skinned forward osmosis membranes based on layer-by-layer assembly-FO performance and fouling behavior[J]. J Membr Sci, 2012, 405/406: 20－29.

[31] Setiawan L, Wang R, Li K, *et al*. Fabrication of novel poly(amide-imide) forward osmosis hollow fiber membranes with a positively charged nanofiltration-like selective layer[J]. J Membr Sci, 2011, 369(1/2): 196－205.

[32] Qiu C, Setiawan L, Wang R, *et al*. High performance flat sheet forward osmosis membrane with an NF-like selective layer on a woven fabric embedded substrate [J]. Desalination, 2012, 287:266－270.

[33] Shaffer D L, Jaramillo H, Romero-Vargas C S, *et al*. Post-fabrication modification of forward osmosis membranes with a poly(ethylene glycol) block copolymer for improved organic fouling resistance[J]. J Membr Sci, 2015, 490: 209－219.

参考文献[34]～[48]省略,有需要的读者请与作者联系

——本刊编辑部

Fouling characteristics of forward osmosis membrane and recent development of antifouling forward osmosis membrane

WANG Tao[1,2], *WANG Ning*[1], *LU Jinren*[3], *WANG Zhining*[2], *HU Yunxia*[1]

(1. The Research Center for Coastal Environmental Engineering and Technology of Shandong Province, CAS Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Science, Yantai 264003, China;

2. Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 26610, China;

3. College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 26610, China)

Abstract: Forward osmosis (FO) is a new membrane technology with great potential applications because of its low-energy consumption, high water recovery and great rejection. However, the continuous water flux decline and the shorten membrane life, caused by membrane fouling, have limited the further development of forward osmosis. How to effectively improve the membrane antifouling performance has become an important research topic. In this review, fouling characteristics of FO membrane is summarized, and the research progress of antifouled FO membranes is discussed. From literature, it can conclude that membrane properties, membrane orientation, pollutants and operating conditions are most important parameters to affect the fouling formation and membrane cleaning. Thus the development of anti-fouling forward osmosis membrane is crucial to mitigate membrane fouling. Double-skinned membrane structure, membrane surface modification, and the chosen antifouling membrane materials, have been confirmed to be effective strategies for FO membrane fouling prevention. Finally, in this review, the examples of how to improve the antifouling performance of FO membranes are discussed in details, and the promising research directions are pointed out to improve the membrane properties and antifouling performance of FO membranes.

Key words: forward osmosis; membrane fouling; anti-fouling; surface modification; copolymers

?1994-2017 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net