



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201907191

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

张淮巽, 袁怡, 王旭东, 等. 混合无机盐汲取液在城市污水正渗透浓缩技术中的应用[J]. 环境工程学报, 2020, 14(6): 1537-1544.

ZHANG Huaixun, YUAN Yi, WANG Xudong, et al. Application of mixing inorganic salt as draw solution in forward osmosis concentration technology[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(6): 1537-1544.

## 混合无机盐汲取液在城市污水正渗透浓缩技术中的应用

张淮巽<sup>1,2</sup>, 袁怡<sup>1,2,3,\*</sup>, 王旭东<sup>1,2</sup>, 沈涛<sup>1</sup>, 周扬<sup>1</sup>

1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 苏州 215000

2. 苏州科技大学环境生物技术研究所, 苏州 215000

3. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室, 苏州 215000

第一作者: 张淮巽(1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 污水处理与回用。E-mail: 18362682007@163.com

\*通信作者: 袁怡(1977—), 女, 博士, 副教授。研究方向: 污水处理与回用。E-mail: yiyuansuzhou@163.com

**摘要** 为实现浓缩城市污水以提高其资源化价值, 构建了正渗透膜污水浓缩系统, 研究了其对南方低浓度城市污水的有机污染物浓缩效果和膜污染特性。结果表明: 使用含有  $1.6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ MgCl}_2$  和  $2.4 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ NaCl}$  混合汲取液浓缩城市污水时, 正渗透膜的水通量可达到  $27 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ ; 南方城市污水浓缩 6 倍以上可满足后续资源化处理要求, 浓缩后的 TOC、COD、总磷、氨氮的平均回收率分别达到 96.3%, 95.72%, 99% 和 90.4%; 浓缩过程中膜污染较轻, 采用化学清洗, 水通量恢复率较物理清洗更高。以上结果为正渗透浓缩城市污水中混合无机盐汲取液的研究提供参考。

**关键词** 正渗透; 浓缩; 混合无机盐汲取液; 城市污水

正渗透技术是一种新兴的膜分离技术, 其在污水浓缩处理中具有一定的应用潜力。正渗透(forward osmosis, FO)是一种膜工艺, 在不同的行业中得到广泛的应用。在食品加工行业中, 正渗透技术逐步取代了传统的热加工分离技术, SHALINI 等<sup>[1]</sup>的研究表明, 与热分离过程相比, 通过正渗透过程后, 甘蔗原汁可以在 18 h 内由 250 mL 浓缩至 99.6 mL, 且不会失去原有的色泽和风味, 提高了工作效率。在废水处理行业中, JIANG 等<sup>[2]</sup>在  $4 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$  作为汲取液的情况下, 采用正渗透膜技术从油砂废水中回收 85% 以上的水, 对离子型污染物有 80%~100% 的截留率。GE 等<sup>[3]</sup>利用  $\text{Na}_3[\text{Cr}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]$  络合物作为汲取液, 在  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  时, 从高含砷原水中回收水, 最终将含砷量降至  $10 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  以下, 达到了世界卫生组织(WHO)的标准。在净水行业中, FO 成为一种可行的海水淡化工工艺, 以  $\text{NH}_3\text{-CO}_2$  为汲取液应用于正渗透海水淡化, 均获得了较高的脱盐效率, 并且汲取液可以通过加热回收。由于不需要大量借助外力, FO 技术耗能相当于传统脱盐技术的 72%~85%<sup>[4]</sup>。

收稿日期: 2019-07-31; 录用日期: 2019-10-14

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(51938010); 国家研发计划项目(2016YFC0401103); 江苏省水处理技术与材料协同创新中心项目; 苏州市分离净化材料与技术重点实验室项目(SZS201512)

近年来, FO工艺因在废水资源回收方面的优势受到广泛关注<sup>[5-8]</sup>。FO不需借助大量外界能量, 依靠渗透压差来浓缩污水<sup>[9-10]</sup>, 浓缩后的污水可以进行资源化处理; 膜上积累的污染物结构松散, 恢复性较好<sup>[11-14]</sup>; 被稀释后的汲取液, 如氯化钠可以通过反渗透方式回收, 氯化镁可以通过纳滤方式回收; 回收后的汲取液重新进入FO系统<sup>[15]</sup>, 同时获得高质量出水, 如图1所示。汲取液是否能提供高的渗透压、低的反混通量和便捷回收, 是FO工艺的关键之一。

LIU等<sup>[16]</sup>使用碳酸氢铵与8种可溶性无机盐( $K_2SO_4$ 、 $NaCl$ 、 $KCl$ 、 $KNO_3$ 、 $NH_4Cl$ 、 $NH_4NO_3$ 、尿素和 $(NH_4)_2HPO_4$ )的混合汲取溶液处理去离子水和微咸水时, 发现8种混合汲取液的水通量均得到增强。这说明混合无机盐汲取液具有一定的协同作用。HAMDAN等<sup>[17]</sup>利用渗透压计算得出,  $NaCl$ 和 $MgCl_2$ 的混合汲取液可以获得优良的可持续性操作渗透压性能。目前, 鲜有混合无机盐汲取液浓缩城市污水的有关研究报道。本研究考察了不同浓度配比的混合无机盐( $MgCl_2$ 和 $NaCl$ )汲取液对我国南方低浓度城市污水的浓缩性能, 并对膜污染进行了考察, 为FO用于城市污水资源化提供参考。

## 1 材料和方法

### 1.1 FO膜污水浓缩装置

FO膜污水浓缩装置如图2所示。平板膜组件均采用错流操作模式, 总面积为 $94\text{ cm}^2$ , 实际有效面积为 $74\text{ cm}^2$ , 流道深度为 $2\text{ mm}$ , 膜面流速约为 $14\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 。原料液和汲取液有效容积为 $1\text{ L}$ , 汲取液装置放于电子分析天平上, 通过连接计算机来实时记录汲取液质量的变化, 从而计算出膜的水通量。通过电导率仪可以测定汲取液和原料液中的电导率, 并通过电导率和汲取液浓度拟合曲线来计算汲取液浓度。原料液的温度通过水浴锅控制在 $(25\pm 1)\text{ }^\circ\text{C}$ 。

### 1.2 FO膜和FO装置的运行

FO膜采用HTI公司提供的CTA膜。膜的总厚度为 $115\text{ }\mu\text{m}$ , 膜的孔径为 $0.3\sim 1.0\text{ nm}$ <sup>[18]</sup>, 膜片密封保存于甘油中, 在第1次使用前, 用超纯水在最大流速下对新膜片进行冲洗, 以彻底去除表面的保护层, 然后将储存在超纯水中。

装置分正渗透膜实验和物理清洗2个部分。正渗透膜实验在温度为 $(25\pm 1)\text{ }^\circ\text{C}$ 、膜面流速约为 $14\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , 原料液和汲取液体积均为 $1\text{ L}$ 的条件下进行。物理清洗指将污染后的膜片使用去离子水进行最大流量( $3\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ )清洗 $30\text{ min}$ 。化学清洗使用 $0.5\%$ 次氯酸钠溶液在流量为 $3\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ 的情况下错流模式(该模式下水流在膜表面可形成较大的剪切力, 有助于膜污染的清洗)冲洗 $30\text{ min}$ 。实验结束后, 将膜片储存于超纯水中, 放置在冷藏柜中备用。

### 1.3 实验用水

汲取液为 $NaCl$ 和 $MgCl_2$ 溶液, 浓度为 $1\sim 4\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。所用 $NaCl$ 和 $MgCl_2$ 均为分析纯, 溶液用水

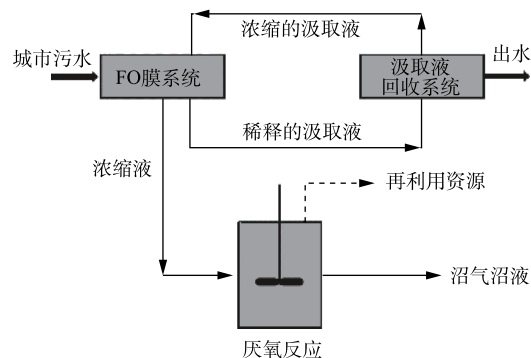


图1 通过厌氧处理回收能量的FO预浓缩工艺示意图  
Fig. 1 Schematic diagram of an FO pre-concentrating process for energy recovery via anaerobic treatment

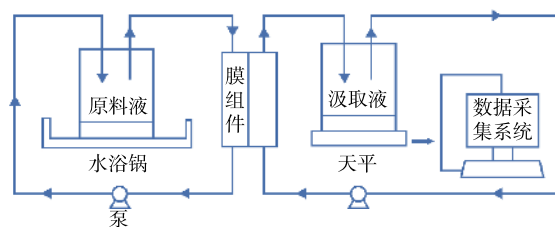


图2 FO实验装置示意图  
Fig. 2 Schematic diagram of forward osmosis system

为去离子水。原料液为自配污水, 水质参考南方城市污水, 原因是南方城市污水较北方城市污水耗氧有机污染物的浓度(以 COD 计)含量低<sup>[19]</sup>。然后使用去离子水作为溶剂, 其水质参数包括 220 mg·L<sup>-1</sup> COD、75.3 mg·L<sup>-1</sup> TOC、25 mg·L<sup>-1</sup> 氨氮、10.75 mg·L<sup>-1</sup> 总磷、38 mg·L<sup>-1</sup> Na<sup>+</sup>、6.9 mg·L<sup>-1</sup> K<sup>+</sup>、2 mg·L<sup>-1</sup> Ca<sup>2+</sup>、17 mg·L<sup>-1</sup> Mg<sup>2+</sup>、pH 7.2, 电导率 389 μS·cm<sup>-1</sup>, 194 mg·L<sup>-1</sup> TDS。

#### 1.4 实验内容和方法

在考察 NaCl 和 MgCl<sub>2</sub> 汲取液的性能时, 分别使用 1、2、3、4 mol·L<sup>-1</sup> 的 MgCl<sub>2</sub> 和 NaCl 作为汲取液, 每个周期运行 260 min, 在相同运行模式下进行清水实验, 观察传统无机盐汲取液清水水通量变化, 选择合适的汲取液浓度。

在确定混合汲取液的最佳浓度配比时, 以南方城市污水为原料液, 选择总摩尔浓度为 4 mol·L<sup>-1</sup>, 浓度比分别为 3:1、2:1、1:1、2:3、1:2、1:3 的混合汲取液, 在 FO 模式下, 每个周期运行 420 min, 选择最佳的汲取液混合配比。

以上述实验中所获得的最佳混合无机盐配比汲取液浓缩城市污水, 确定适宜的污水浓缩倍数, 探究各水质指标的浓缩效果。

对污染后的膜片进行 SEM 和 EDS 分析, 观察膜污染的结构和主要的污染物质, 用物理和化学两种手段对膜进行清洗, 确定最佳的清洗方式。

#### 1.5 参数计算方法

FO 水渗透通量通过电子天平实时采集原料液质量变化计算得出, 为确保实验数据稳定可靠, 装置开启数据稳定再开始计时, 所得通量数据为测定后的平均通量。 $J_w$  根据式 (1) 进行计算。

$$J_w = \frac{\Delta m}{A_m \cdot \Delta t} \quad (1)$$

式中:  $J_w$  为水通量, L·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>;  $\Delta m$  为  $\Delta t$  时间内原料液质量的变化, g;  $A_m$  为正渗透膜有效面积, cm<sup>2</sup>。

正渗透膜盐返混通量根据式 (2) 进行计算。

$$J_s = \frac{V_t \cdot C_t - V_0 \cdot C_0}{A_m \cdot \Delta t} \quad (2)$$

式中:  $J_s$  为盐的返混通量, g·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>;  $V_0$  为 0 时刻原料液的体积, L;  $V_t$  为  $t$  时刻原料液的体积, L;  $C_0$  为原料液的初始浓度, mg·L<sup>-1</sup>;  $C_t$  为  $t$  时刻原料液的浓度, mg·L<sup>-1</sup>;  $A_m$  为正渗透膜有效面积, cm<sup>2</sup>。

正渗透出水为原料液时的污染物截留率根据式 (3) 进行计算。

$$R = 1 - \frac{C_p}{C_f} \quad (3)$$

式中:  $R$  为截留率;  $C_p$  为汲取液中污染物最终质量, mg;  $C_f$  为原料液中污染物初始质量, mg。

#### 1.6 常规指标测量方法

TOC 采用 TOC 分析仪测定; COD 采用酸性重铬酸钾检测法测定; 氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定; 总磷采用钼酸铵分光光度法<sup>[20]</sup>测定。

## 2 结果讨论与分析

### 2.1 汲取液的比选

在进行传统无机盐汲取液清水通量比选时, 以不同浓度的 MgCl<sub>2</sub> 和 NaCl 作为汲取液进行清水实验, 运行 260 min, 实验结果如图 3 所示。由图 3 可知, 当分别使用浓度为 1、2、3、4 mol·L<sup>-1</sup> 的 MgCl<sub>2</sub> 作为汲取液时, 水通量分别可达到 14、23、32、37 L·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>; 当分别使用浓度为 1、2、3、4 mol·L<sup>-1</sup> 的 NaCl 作为汲取液时, 水通量分别达到 11、22、28、32 L·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>。结果表明, 2 种汲

取液均表现出浓度越高, 其对应的水通量越高的现象,  $\text{MgCl}_2$  作为汲取液时其水通量高于  $\text{NaCl}$ 。虽然  $\text{NaCl}$  相对便宜, 来源广泛, 但有返混通量较高的弱点。为降低  $\text{MgCl}_2$  汲取液的使用成本, 考虑混入适量的  $\text{NaCl}$ 。

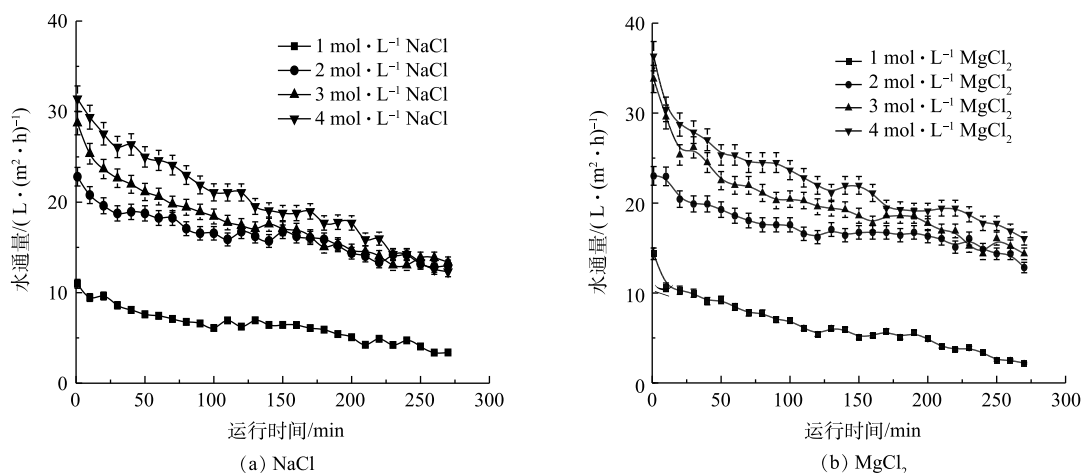


图3 不同浓度  $\text{NaCl}$  和  $\text{MgCl}_2$  为汲取液的清水通量

Fig. 3 Pure water flux of FO membrane at different concentrations of sodium chloride and magnesium chloride as a draw solution

在进行不同配比的混合无机盐汲取液处理城市污水的性能比选时, 以  $4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  阳离子浓度为基准, 分别使用  $\text{MgCl}_2/\text{NaCl}$  (浓度比) 为 3:1、2:1、1:1、2:3、1:2、1:3 的混合汲取液进行污水浓缩实验。结果如图4所示。由图4可知, 在上述条件下, 水通量分别可达 18、22、24、27、23、16  $\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。采用含有  $1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  和  $2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NaCl}$  的汲取液时水通量达到最高, 为  $27 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。

在进行混合无机盐和传统无机盐处理城市污水的性能对比时, 分别使用  $1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2 + 2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NaCl}$  混合汲取液、 $4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  汲取液和  $4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NaCl}$  无机盐浓缩城市污水, 结果如图5所示。由图5可知, 水通量为

$J_w(1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{MgCl}_2 \text{ 和 } 2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaCl}) > J_w(4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{MgCl}_2) > J_w(4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaCl})$ , 分别为 27、25、23  $\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。返混通量为  $J_s(4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaCl}) > J_s(1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{MgCl}_2 + 2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaCl}) > J_s(4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{MgCl}_2)$ , 分别为 27、23、10  $\text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。 $\text{NaCl}$  作为汲取液时, 因返混通量较大, 膜两侧的渗透压下降较大而导致水通量变低。 $\text{MgCl}_2$  作为汲取液时,  $\text{Mg}^{2+}$  会返混至原料液侧, 可能因  $\text{Mg}^{2+}$  具有絮凝作用, 会在 FO 膜表面形成结垢, 加剧膜污染, 最终导致水通量下降较快。而  $\text{MgCl}_2$  和  $\text{NaCl}$  混合无机盐汲取液则表现出更高的水通量和较少的盐返混通量, 这表明  $\text{MgCl}_2$  和  $\text{NaCl}$  混合使用可以产生明显的协同作用。

本实验采用  $1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{MgCl}_2 + 2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{NaCl}$  混合无机盐汲取液的水通量可以达到  $27 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ , 仅次于刘志强等<sup>[21]</sup> 在 PRO 模式下  $\text{NaCl}$  汲取液所产生的水通量。虽然 PRO 模式可以产生较高水通

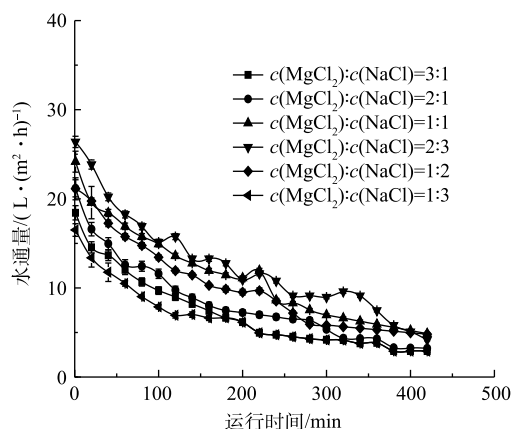


图4 不同混合比的无机盐汲取液浓缩生活污水的水通量

Fig. 4 Water flux at different mixed ratios of inorganic salt solution concentrating municipal sewage

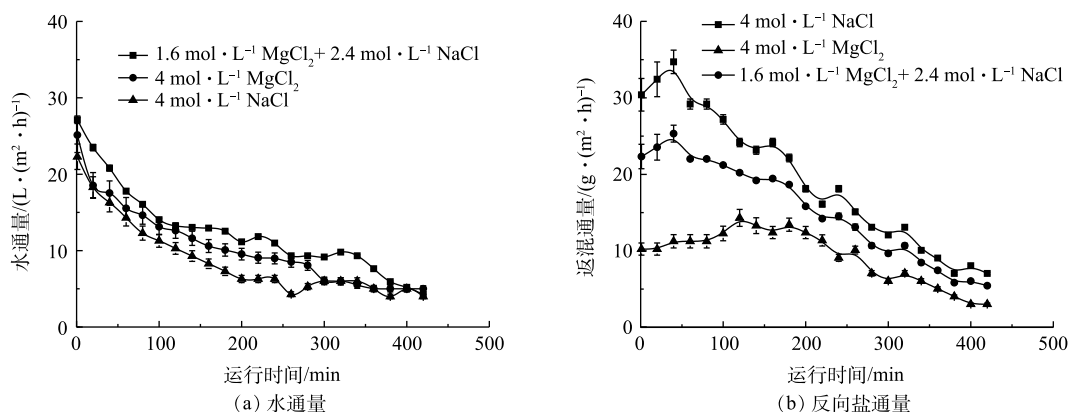


图 5 混合无机盐和传统无机盐处理城市污水的性能对比

Fig. 5 Performance comparison of mixed inorganic salts and conventional inorganic salts treating municipal sewage

量，但支撑层对应原料液会使膜污染加剧，水通量下降迅速，整体膜系统运行不稳定，不适合处理实际生活污水。

刘彩虹<sup>[22]</sup>以 4 mol·L<sup>-1</sup>NaCl 为汲取液处理去离子水时的盐返混通量达到 27 g·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>，本研究用 4 mol·L<sup>-1</sup> 混合无机盐汲取液处理城市污水，返混通量仅有 23 g·(m<sup>2</sup>·h)<sup>-1</sup>，且水通量更高。

## 2.2 FO 膜的浓缩效果

采用 1.6 mol·L<sup>-1</sup> MgCl<sub>2</sub> 和 2.4 mol·L<sup>-1</sup> NaCl 混合无机盐汲取液 (浓度比为 2:3) 浓缩城市污水，体积浓缩为 2、3、4、5、6 倍，结果如表 1 所示。浓缩液如果满足后续资源化处理，体积浓缩倍数应达到 6 倍以上 (原料液中 COD 含量大于 1 000 mg·L<sup>-1</sup>)，至少运行 420 min。

当体积浓缩为 6 倍时，各项水质指标的浓缩倍数普遍小于体积浓缩倍数，COD、总磷浓缩为 4~6 倍左右，TOC 浓缩倍数为 4~5 倍，而氨氮浓缩不足 4 倍。原料液体积浓缩为 6 倍时，FO 膜对 TOC、COD、总磷、氨氮的平均截留率分别为 96.3%、95.72%、99%、90.4% (表 2)。与氨氮相比，FO 膜对有机物和磷酸盐等具有高效的截留效果，原料液底部有白色沉淀生成。根据物料平衡定律，在原料液没有水分蒸发等能量损失的情况下，原料液相中减少的污染物一部分可能由 FO 膜进入汲取液侧，一部分以非溶液的形式附着在膜的表面形成污染层，还有一部分形成了白色沉淀。

表 2 体积浓缩 6 倍后的膜截留性能

Table 2 Membrane retention after six times volume concentration

分析指标	原料液浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	浓度浓缩/倍	汲取液浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	截留率/%	平均截留率/%
TOC	320~373	4.1~4.6	9.9~15.2	95.9~97.1	96.3
COD	1 018~1 200	4.6~5.4	39.2~53.1	94.9~96.1	95.72
氨氮	83.5~96.7	3.35~3.87	8.05~9.81	90.2~92.25	90.4
总磷	51.3~57.7	4.8~5.4	0.46~0.69	98.7~99.2	99

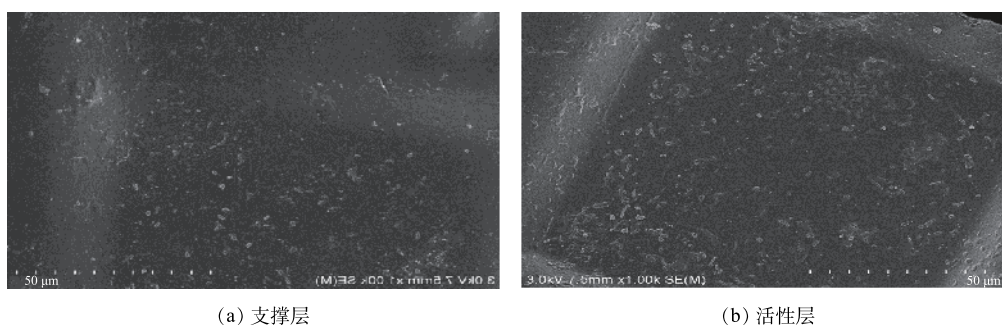
表 1 不同体积浓缩倍数下的 COD

Table 1 COD at different volume concentration multiples

体积浓缩/倍	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	浓度浓缩/倍
原液	225	—
2	340~390	1.51~1.7
3	520~390	2.31~2.52
4	690~738	3.06~3.28
5	810~859	3.6~3.81
6	1 018~1 200	4.52~5.33

### 2.3 FO膜污染分析和清洗

污染后的FO膜(2.2浓缩后的膜)的电镜扫描结果如图6所示。由图6可知,支撑层膜表面只有少许的沉淀物存在,活性层膜表面(面向原料液)附着大片污染物结垢。进一步对活性层表面的化学成分进行能谱分析,结果如图7所示。膜表面以C、O元素为主,而Na、Mg、Cl含量较低。C、O来源于原料液中的有机物和FO膜材质,Na、Mg、Cl则主要是由汲取液的返混造成的。这表明Na、Mg、Cl在活性层膜表面积聚较少,积聚物主要为原料液中的有机物,其形成的污染层增加了水力阻力,导致了膜的水通量下降。



(a) 支撑层

(b) 活性层

图6 膜表面的扫描电镜图

Fig. 6 SEM images of membrane surface

使用  $1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MgCl}_2$  和  $2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaCl}$  混合汲取液浓缩城市污水须耗时 420 min, 在此过程中膜污染逐渐形成。分别采用物理清洗(去离子水)和化学清洗(0.5%的次氯酸钠)在流量为  $3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  流速下进行清洗, 水通量恢复率的变化结果如图8所示。在物理清洗5次之后, 水通量恢复率从98%下降至90%; 化学清洗5次后, 水通量恢复率从99%下降至93%, 速率随着清洗次数的增多而下降变快。物理清洗后恢复率下降幅度大于化学清洗下降幅度, 化学清洗效率大于物理清洗效率。方舟等<sup>[23]</sup>关于膜清洗的研究结果表明, 物理清洗后, 普遍可以恢复到新膜水通量的90%左右; 经化学清洗后, 水通量可以恢复到新膜水通量的96%, 以上研究结果和本研究的结果相似, 即化学清洗后的水通量恢复率均高于物理清洗效率。但由于正渗透膜的成熟性, 水通量随着清洗次数的增多下降速率变快, 不可逆膜污染累积增多, 导致水通量下降迅速, 所以膜材质也是未来正渗透领域研究重点之一。

### 3 结论

1) 选择混合无机盐汲取液既可以提供高渗透压又可以减少盐的返混通量。采用含有  $1.6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MgCl}_2$  和  $2.4 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NaCl}$  配制的混合液作为汲取液时, 水通量较高, 可达到  $27 \text{ L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 。FO膜对

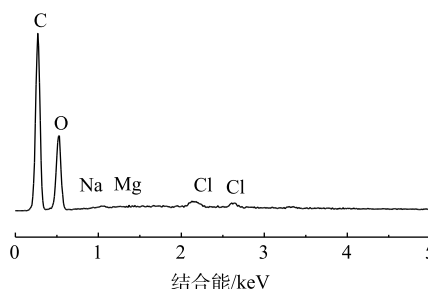


图7 活性层膜表面能谱分析

Fig. 7 Energy spectrum analysis of membrane active surface

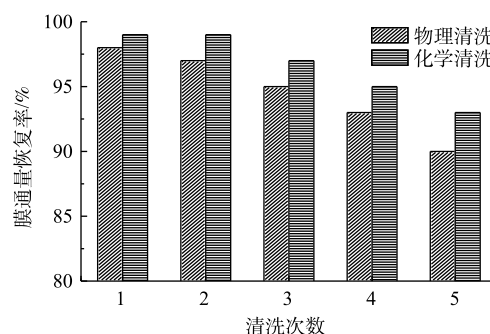


图8 膜污染后使用物理、化学清洗后的水通量恢复率柱状图

Fig. 8 Bar graph of water flux recovery of FO membrane by physical and chemical cleaning of fouled membrane

污水中 TOC、COD、总磷的去除率可高达 96.3%、95.72%、99%。对氨氮的截留效率为 90.4%。

2) 正渗透浓缩南方城市污水时, 体积浓缩液为 6 倍时, 方可满足后续资源化处理。当体积浓缩为原来的 6 倍时, 各项水质指标的浓缩倍数普遍小于体积浓缩倍数, COD、总磷等物质浓缩倍数在 5 倍左右, 而氨氮浓缩倍数不足 4 倍。

3) 活性层膜有大量污染物结垢, 主要来源于原料液中的有机物, 少量来源于汲取液返混的 Na、Mg、Cl。FO 膜污染较轻, 采用次氯酸钠化学清洗效果优于去离子水物理清洗。

## 参 考 文 献

- [1] SHALINI H N, NAYAK C A. Forward Osmosis Membrane Concentration of Raw Sugarcane Juice[M]. Singapore: Springer Singapore, 2016.
- [2] JIANG Y X, LIANG J M, LIU Y. Application of forward osmosis membrane technology for oil sands process-affected water desalination[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(8): 1809-1816.
- [3] GE Q C, HAN G, CHUNG T S. Effective As(III) removal by a multi-charged hydracid complex draw solute facilitated forward osmosis-membrane distillation(FO-MD) processes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5): 2362-2370.
- [4] MCGINNIS R L, ELIMELECH M. Energy requirements of ammonia carbon dioxide forward osmosis desalination[J]. *Desalination*, 2007, 207(1/2/3): 370-382.
- [5] CHEKLI L, PHUNTSHO S, KIM J E, et al. A comprehensive review of hybrid forward osmosis systems[J]. *Journal of Membrane Science*, 2016, 497: 430-449.
- [6] LUTCHMIAH K, VERLIEFDE A R D, ROEST K, et al. Forward osmosis for application in wastewater treatment: A review[J]. *Water Research*, 2014, 58: 179-197.
- [7] SHAFFER D L, WERBER J R, JARAMILLO H, et al. Forward osmosis: Where are we now?[J]. *Desalination*, 2015, 356: 271-284.
- [8] YANG Q, LEI J, SUN D D, et al. Forward osmosis membranes for water reclamation[J]. *Separation & Purification Reviews*, 2016, 45: 93-107.
- [9] ANSARI A J, HAI F I, GUO W, et al. Selection of forward osmosis draw solutes for subsequent integration with anaerobic treatment to facilitate resource recovery from wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 191: 30-36.
- [10] ZHANG X, NING Z, WANG D K, et al. Processing municipal wastewaters by forward osmosis using CTA membrane[J]. *Journal of Membrane Science*, 2014, 468: 269-275.
- [11] TANG C Y, SHE Q, LAY W C L, et al. Coupled effects of internal concentration polarization and fouling on flux behavior of forward osmosis membranes during humid acid filtration[J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 354(1/2): 123-133.
- [12] MI B, ELIMELECH M. Chemical and physical aspects of organic fouling of forward osmosis membranes[J]. *Journal of Membrane Science*, 2008, 320(1/2): 292-302.
- [13] MI B, ELIMELECH M. Organic fouling of forward osmosis membranes: Fouling reversibility and cleaning without chemical reagents[J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 348(1/2): 337-345.
- [14] LEE S, BOO C, ELIMELECH M, et al. Comparison of fouling behavior in forward osmosis (FO) and reverse osmosis (RO)[J]. *Journal of Membrane Science*, 2010, 365(1): 34-39.

- [15] 吴秋燕, 张忠国, 杨柳, 等. 正渗透汲取液的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(6): 139-145.
- [16] LIU P, GAO B, SHON H K, et al. Water flux behavior of blended solutions of ammonium bicarbonate mixed with eight salts respectively as draw solutions in forward osmosis[J]. *Desalination*, 2014, 353: 39-47.
- [17] HAMDAN M, SHARIF A O, DERWISH G, et al. Draw solutions for forward osmosis process: Osmotic pressure of binary and ternary aqueous solutions of magnesium chloride, sodium chloride, sucrose and maltose[J]. *Journal of Food Engineering*, 2015, 155: 10-15.
- [18] NAWAZ M S, GADELHA G, KHAN S J, et al. Microbial toxicity effects of reverse transported draw solute in the forward osmosis membrane bioreactor (FO-MBR)[J]. *Journal of Membrane Science*, 2013, 429: 323-329.
- [19] 徐婷. 以膜分离为主的物化系统对城市污水污染因子的分离特性分析[D]. 苏州: 苏州科技大学, 2018.
- [20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [21] 刘志强, 李慧, 程一桥, 等. 正渗透膜分离技术处理生活污水的实验研究[J]. 水处理技术, 2016, 42(12): 68-71.
- [22] 刘彩虹. 正渗透工艺特性及膜污染特征研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
- [23] 方舟, 高悦, 梁鹏, 等. 正渗透膜浓缩生活污水效果及膜过程特性[J]. 中国给水排水, 2015, 31(5): 40-44.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

## Application of mixing inorganic salt as draw solution in forward osmosis concentration technology

ZHANG Huaixun<sup>1,2</sup>, YUAN Yi<sup>1,2,3,\*</sup>, WANG Xudong<sup>1,2</sup>, SHEN Tao<sup>1</sup>, ZHOU Yang<sup>1</sup>

1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215000, China

2. Environment Biotechnology Research Institute, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215000, China

3. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215000, China

\*Corresponding author, E-mail: yiyuansuzhou@163.com

**Abstract** In order to achieve municipal sewage concentrating and raise its resource value, a FO system was introduced to concentrate the municipal sewage with low concentration in southern China. The performance of concentrating organic pollutants and membrane fouling characteristics were investigated. The results of experiments showed that the water flux of FO membrane could reach  $27 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$  when it was used to concentrate municipal with the mixed draw solution of  $1.6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  magnesium chloride and  $2.4 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  sodium chloride. For the southern municipal sewage, it could be concentrated high than 6 times to meet the subsequent resource requirements, and the average recovery efficiencies of TOC, COD, TP, and  $\text{NH}_3\text{-N}$  were 96.3%, 95.72%, 99% and 90.4%, respectively. The FO membrane showed low fouling potential during the concentration process, and the recovery rate of the membrane flux by chemical cleaning was higher than that by physical cleaning. These results provide guidance for the study of mixed inorganic salt draw solution in municipal sewage concentrating by FO.

**Keywords** forward osmosis; concentration; mixed inorganic salt solution; municipal sewage