

Кочкодан В. М.

## ВПЛИВ ХІМІЧНОЇ ПРИРОДИ ПОВЕРХНІ МЕМБРАН НА ЇХНЄ БІОЗАБРУДНЕННЯ

*За допомогою фотоініційованої прищепленої полімеризації і міжфазної поліконденсації на поверхні пористих полівіліденфторидних та поліефірсульфонових основ одержано композиційні мембрани з різною хімічною природою поверхні та антибактеріальними властивостями. Встановлено, що хімічна природа поверхні полімерних мембран суттєво впливає на процес їхнього біозабруднення. Показано, що мембрани з гідрофільною поверхнею менш забруднюються при фільтруванні через них суспензії *E. coli*, ніж гідрофобні мембрани, а здатність до відновлення продуктивності для мембран з хімічно нейтральною поверхнею вища порівняно з зарядженими мембранами. Встановлено, що модифіковані кватернізованим 2-диметиламіноетил метакрилатом чи поліетиленіміном композиційні мембрани мають антибактеріальні властивості і здатні інгібувати формування на своїй поверхні забруднюючої біоплівки при фільтруванні через них річкової води в циклічному режимі роботи.*

### 1. Вступ

На сьогодні такі мембранні процеси, як мікро-, ультра-, нанофільтрація та зворотний осмос, широко використовуються для очищення природних і стічних вод [1]. Разом з тим, однією з основних проблем при застосуванні мембран у водопідготовці є їх забруднення [2, 3]. Причина цього явища полягає в акумулюванні та утворенні на поверхні мембрани забруднюючого шару з компонентів, що містяться у очищуваній воді, зокрема завислих речовин, мікроорганізмів, колоїдів, високомолекулярних органічних сполук, малорозчинних солей тощо.

Залежно від хімічної та біологічної природи забруднюючих компонентів можливі різні типи забруднення мембран, найпроблемнішим з яких є забруднення мікроорганізмами та продуктами їхньої життєдіяльності [4]. Боротись із біозабрудненням досить складно, оскільки цей процес може початися з адгезії на поверхні мембрани навіть декількох бактерій. При сприятливих умовах вони швидко розмножуються, а з часом окремі колонії мікроорганізмів формують суцільну біоплівку, яка щільно адгезує до мембрани і різко зменшує її продуктивність. Іншими побічними ефектами біозабруднення є розвиток на поверхні мембран численних популяцій первинних або вторинних патогенних мікроорганізмів, можливе прискорене біоруйнування мембранних полімерів та зростання концентраційної поляризації, що стимулює утворення на мембрані осадів неорганічних сполук [5].

Для боротьби з біозабрудненням мембран найчастіше використовують попередню обробку води, що подається на мембрани для зменшення в ній кількості мікроорганізмів та поживних речовин, які споживаються бактеріями, або періодичне промивання мембран для видалення з їхньої поверхні забруднюючої біоплівки [6, 7]. Слід зазначити, що обидва способи є досить трудомісткими і високозатратними.

Інший підхід до цієї проблеми полягає у відповідному хімічному модифікуванні полімерних мембран з метою підвищення їхньої стійкості до біологічного забруднення [8-10]. Як правило, схильність модифікованих мембран до забруднення оцінюють при розділенні модельних розчинів білків [11], що не завжди корелює з процесами забруднення мембран при фільтруванні суспензій мікроорганізмів або природних чи стічних вод.

Метою цієї роботи було дослідити вплив хімічної природи поверхні мембран на їхнє біозабруднення при фільтруванні суспензії *E. coli* та природної річкової води. Для одержання композиційних мембран з різною хімічною природою поверхні було використано фотоініційовану прищеплену полімеризацію різних мономерів, зокрема речовин з потенційно антибактеріальними властивостями, на поверхні пористих полімерних основ та модифікування останніх за допомогою міжфазної поліконденсації між поліетиленіміном (ПЕІ) та толуїдин діізоціанатом.

## 2. Матеріали і методи

### 2.1. Методи одержання композиційних мембран

Як пористі полімерні основи при одержанні композиційних полімерних мембран шляхом фотоініційованої прищепленої полімеризації було взято полієфірсульфонові (ПЕС) і полівіліденфторидні (ПВДФ) мікрофільтраційні мембрани з середнім розміром пор 0,22 мкм (Millipore Express й Millipore Dugapore), а як модифікуючі мономерні - 2-акриламід-2-метил-1-пропансульфонова кислота (АМПС), 2-гідроксиетилметакрилат (ГЕМА) і 2-(диметиламіно)етил метакрилат, метилхлорид кватернізована сіль (кДМАЕМ). Спочатку зразки пористої полімерної основи вносили в 0,1-0,3 М розчин фотоініціатора в метанолі на 2-3 хв. Після висушування при температурі 40 °С їх переносили в 0,2-1,0 М розчин відповідного мономера і опромінювали за допомогою ультрафіолетової лампи В-100 потужністю 200 Вт (Ultra-Violet Products Ltd). Після опромінення отримані композиційні мембрани екстрагували й промивали послідовно метанолом, 0,1 н розчином NaOH і дистильованою водою. Як фотоініціатори реакції кополімеризації мономерів на поверхні ПЕС і ПВДФ пористих основ використовували бензофенон та етиловий ефір бензоїну відповідно.

Міжфазову поліконденсацію між поліетиленіміном (ПЕІ) та толуїдин діізоціанатом проводили на поверхні ПВДФ пористої основи. ПВДФ зразки опускали на 1-5 хвилини у 0,2-2 % водний розчин ПЕІ і після просушування на повітрі вносили в розчин 2,2,4-триметилпентану, що містив 0,1 % толуїдин діізоціанату. Потім модифікований зразок висушували при кімнатній температурі протягом як мінімум 60 хв. Поліетиленімін (ПЕІ) було одержано від МEGСІС, толуїдин діізоціанат та 2,2,4-триметилпентан - від Sigma Aldrich.

Ступінь модифікування (СМ) композиційної мембрани розраховували за різницею між вагою зразка до та після модифікування:

$$СМ = (V^1 - V^0) / V^0 \times 100, \%$$

де  $V^0$  - маса вихідної мембрани,  $V^1$  - маса мембрани після модифікування.

### 2.2. Вивчення антибактеріальних властивостей композиційних мембран

Антибактеріальні властивості одержаних мембран оцінювали з використанням суспензії *Escherichia coli* (E. coli), яку готували за описаною раніше методикою [12]. Одержану суспензію E. coli пропускали через мембранні зразки, використовуючи фільтр-насадку (Swinnex, Mil-

lipore). Потім мембрани поміщали в чашки Петрі на живильне середовище Tergitol 7 (Sigma-Aldrich) та інкубували при 37 °С протягом 24 годин. Після цього підраховували й порівнювали кількість колоній бактерії E. coli, які проросли на поверхні вихідної пористої основи та отриманих композиційних мембран.

### 2.3. Оцінка біозабруднення мембран у процесі роботи

Схильність мембран до біозабруднення оцінювали при фільтруванні суспензії E. coli або природної води (р. Нивка, м. Київ). Для мікрофільтраційних експериментів вихідну суспензію E. coli розводили до відповідної густини водопровідною водою, відстоюною протягом двох годин.

Суспензію E. coli або річкову воду з бака об'ємом 10 дм<sup>3</sup> подавали у непротічну експериментальну мембранну комірку з площею мембрани 24,6 см<sup>2</sup>. Робочий тиск створювали за допомогою балона зі стисненим азотом. Швидкість перемішування розчину в мембранній комірці становила 300 ± 20 об/хв.

Продуктивність мембран визначали за формулою:

$$J = V/S,$$

де  $J$  - продуктивність мембрани (дм<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> год),  $V$  - об'єм пермеату (дм<sup>3</sup>), що пройшов через площу мембрани  $S$  (м<sup>2</sup>) за час  $\tau$  (год) при робочому тиску  $\Delta P$  (бар).

Спочатку визначали початкову продуктивність мембрани за дистильованою водою ( $J_0$ ) шляхом відбору 20 мл пермеату. Потім протягом однієї години через мембрану фільтрували суспензію E. coli і вимірювали продуктивність мембрани на початку ( $J_{c1}$ ) і в кінці фільтрувального циклу ( $J_{c2}$ ). Після цього мембрану інтенсивно промивали протягом 5 хв дистильованою водою й повторно вимірювали її продуктивність ( $J_1$ ).

Для порівняння процесів біозабруднення різних типів вихідних пористих основ та отриманих композиційних мембран брали співвідношення  $J_{c2}/J_{c1}$ , що показує схильність мембран до забруднення в процесі фільтрування бактеріальної суспензії або річкової води та величину  $J_1/J_0$ , що характеризує здатність мембран до відновлення продуктивності після відповідного промивання після завершення фільтрувального циклу.

Коли композиційні мембрани використовували при фільтруванні річкової води у циклічному режимі роботи, після визначення середньої продуктивності одногодинного фільтрувального циклу ( $J_{cp1}$ ) мембрани не промивали дистильованою водою, а залишали у природній воді на 24 години при кімнатній температурі. Наступного дня через зразок повторно фільтрували природ-

ну воду протягом 1 години й визначали  $J_{sp}^2$ , після чого мембрану знову залишали на ніч у річковій воді до наступного вимірювання продуктивності  $J_{sp}^1$ . Таку послідовність дій проводили протягом 5 діб.

### 3. Результати та їх обговорення

#### 3.1. Одержання композиційних мембран з різною хімічною природою поверхні

При одержанні композиційних мембран шляхом прищепленої полімеризації ступінь модифікування (СМ) пористої полімерної основи залежить від концентрації мономера у модифікуючому розчині, кількості фотоініціатора на поверхні зразка і часу кополімеризації. Як видно з рис. 1, збільшення часу ультрафіолетового опромінення пористої ПЕС основи веде до зростання СМ, очевидно, внаслідок збільшення молекулярної ваги прищеплених макромолекул. При цьому найвищі величини СМ досягалися при використанні ГЕМА як модифікуючого мономера, тоді як кДМАЕМ та АМПС давали нижчі значення СМ. Це пояснюється тим, що молекули двох останніх мономерів відповідно позитивно й негативно заряджені і через електростатичне відштовхування однойменно заряджених молекул зменшується ймовірність росту прищепленого ланцюга.

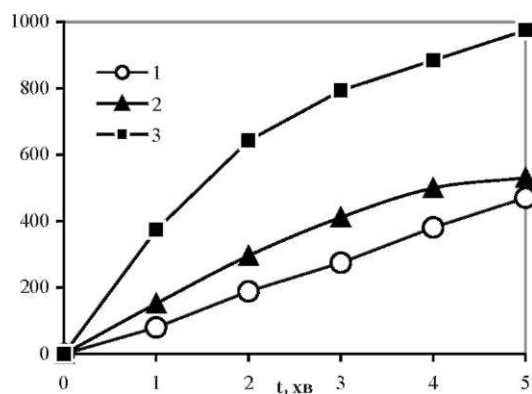


Рис. 1. Залежність ступеня модифікування (СМ) пористої ПЕС основи різними мономерами: ГЕМА (1), АМПС (2), кДМАЕМ (3) від часу ультрафіолетового опромінення

Як видно з рис. 2, при одержанні композиційних мембран шляхом міжфазової поліконденсації СМ композиційних мембран зростає зі збільшенням концентрації ПЕІ в модифікуючому розчині. Очевидно, з підвищенням концентрації ПЕІ збільшується щільність синтезованого полімерного шару, який утворюється внаслідок реакції між ПЕІ та толуїдин диізоціанатом на поверхні пористої полімерної основи, що приводить до вищих значень СМ.

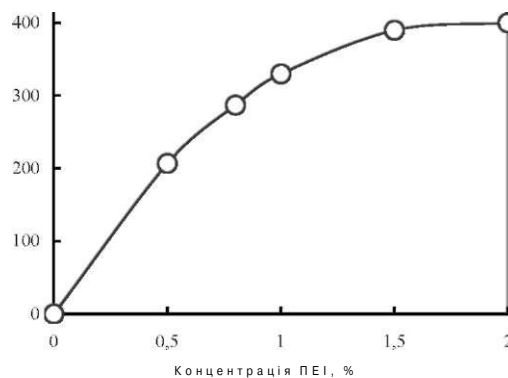


Рис. 2. Вплив концентрації ПЕІ на СМ пористої ПВДФ основи при міжфазній поліконденсації ПЕІ з толуїдин диізоціанатом

Таким чином, за допомогою методів фотоініційованої прищепленої полімеризації та міжфазної поліконденсації на поверхні пористих полімерних основ було одержано композиційні мембрани з різними СМ та хімічною природою поверхні.

#### 3.2. Антибактеріальні властивості композиційних мембран

*E. coli* є традиційним тест-об'єктом при оцінюванні якості питної води. Відомо, що розмір клітини *E. coli* становить приблизно 2,0-6,0 мкм у довжину та 1,1-1,5 мкм у ширину [13], тому бактерія має затримуватися на поверхні як вихідних пористих основ, так і одержаних композиційних мембран. Повноту затримування *E. coli* на поверхні мембран перевіряли шляхом інкубування проб пермеату на середовищі Tergitol 7. Стерильність пермеату засвідчила повне затримування бактерій мембранами.

Результати мікробіологічних тестів для композиційних мембран із різною хімічною природою поверхні наведено на рис. 3-5. Як видно з рис. 3, модифіковані кДМАЕМ мембрани проявляють значну бактерицидну дію: при однакових умовах на вихідній пористій основі проростає приблизно 80 колоній *E. coli*, тоді як на поверхні модифікованого кДМАЕМ зразка зі СМ 480 мкг/см<sup>2</sup> не було виявлено жодної бактеріальної колонії.

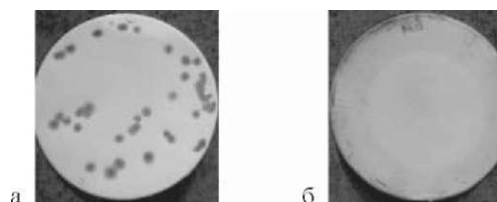
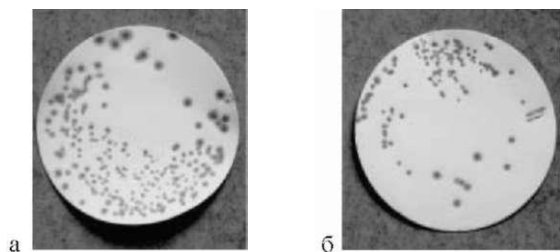


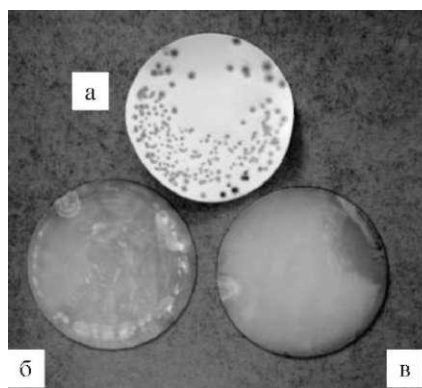
Рис. 3. Фотографії вихідної пористої ПЕС основи (а) і композиційної мембрани, модифікованої кДМАЕМ зі СМ 480 мкг/см<sup>2</sup> (б). Три см<sup>3</sup> суспензії *E. coli* з концентрацією 60 КУО/см<sup>3</sup> було профільтровано через мембрани, після чого їх поміщали на живильне середовище Tergitol 7 й інкубували при 37 °С протягом 24 годин

Модифіковані АМПС мембрани також проявляли деякі бактерицидні властивості, проте значно слабші, ніж зразки з прищепленим кДМАЕМ. Так, приблизно 172 колонії *E. coli* проростали на вихідній пористій основі, тоді як на модифікованій АМПС мембрані зі СМ 350 мг/см<sup>2</sup> число колоній дорівнювало 85 (рис. 4).



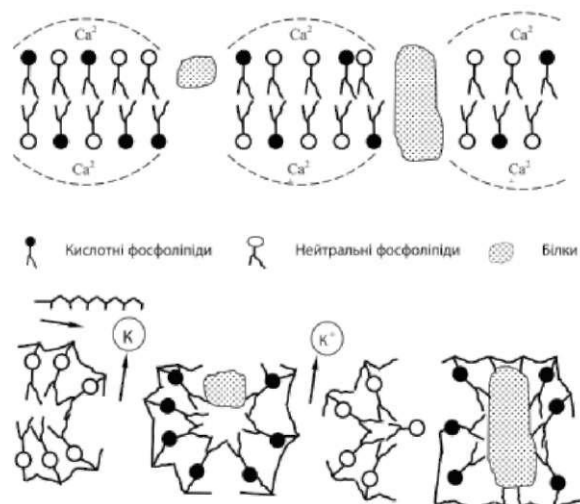
**Рис. 4.** Фотографії вихідної пористої ПВДФ основи (а) і композиційної мембрани, модифікованої АМПС зі ступенем модифікування 350 мкг/см<sup>2</sup> (б). Два см<sup>3</sup> суспензії *E. coli* з концентрацією 100 КУО/см<sup>3</sup> було профільтровано через мембрани, після чого їх поміщали на живильне середовище Tergitol 7 й інкубували при 37° С протягом 24 годин

Результати мікробіологічного тестування композиційних мембран, одержаних шляхом міжфазової полімеризації з ПЕІ, показано на рис. 5. Як видно, приблизно 180 колоній *E. coli* проростало на поверхні вихідної пористої ПВДФ основи і практично жодних колоній мікроорганізмів за ідентичних умов не було виявлено на поверхні модифікованих ПЕІ мембран.



**Рис. 5.** Фотографії пористої ПВДФ основи (а) і композиційних мембран, одержаних методом міжфазової поліконденсації при різних концентраціях ПЕІ, %: 0,67 (б) та 2,01 (в). Два см<sup>3</sup> суспензії *E. coli* з концентрацією 100 КУО/см<sup>3</sup> було профільтровано через мембрани, після чого їх поміщали на живильне середовище Tergitol 7 й інкубували при 37° С протягом 24 годин

Проведені дослідження також засвідчили, що модифіковані ГЕМА мембрани практично не проявляють бактерицидної дії, на відміну від модифікованих кДМАЕМ чи ПЕІ зразків, які характеризуються високими антибактеріальними властивостями.



**Рис. 6.** Гіпотетичний механізм бактерицидної дії композиційних мембран

Механізм антимікробної дії одержаних композиційних мембран, імовірно, близький до аналогічного для гуанідинових речовин [14]. Можна припустити, що заміщення полікатионними полімерними ланцюгами кДМАЕМ чи ПЕІ катіонів кальцію та магнію, що скріплюють фосfolіпідний шар цитоплазматичної мембрани *E. coli*, призводить до порушення її цілісності, фазового розділення фосfolіпідів та втрати низькомолекулярних компонентів цитоплазми, що в кінцевому результаті спричиняє загибель бактеріальної клітини (рис. 6).

### 3.3. Вплив хімічної природи мембран на їхнє біозабруднення

Оскільки одержані композиційні мембрани відрізнялися за своєю хімічною природою поверхні й антибактеріальними властивостями, було цікаво зіставити їхню схильність до біозабруднення при фільтруванні суспензії *E. coli* та природної річкової води.

Як видно з рис. 7, продуктивність усіх без винятку досліджуваних мембран різко зменшується при фільтруванні суспензії *E. coli*. На початку фільтрувального циклу продуктивності мембран дещо різняться, однак після 50-60 хв роботи продуктивність мембран майже не відрізнялася й становила приблизно 250-265 дм<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> год. Швидке падіння продуктивності мембран з часом фільтрування пояснюється забрудненням їхньої поверхні бактеріальними клітинами. Слід зазначити, що в цьому разі цей процес практично не залежить від хімічної природи поверхні мембрани чи наявності у неї антибактеріальних властивостей, а визначається головним чином гідродинамічними умовами фільтрування, в результаті чого відбувається фізичне

осідання бактеріальних клітин на поверхні мембран.

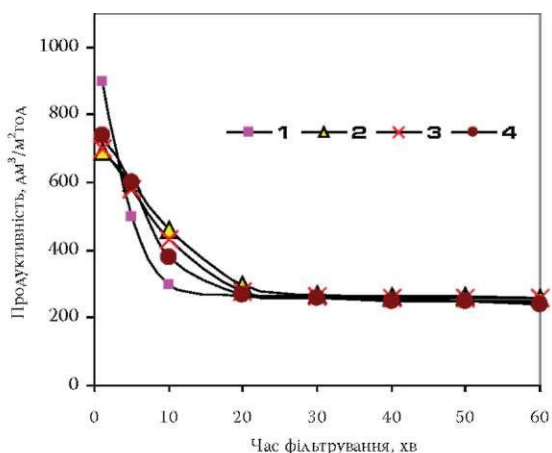


Рис. 7. Залежності продуктивності вихідної пористої ПЕС основи (1) і композиційних мембран, які модифіковані різними мономерами: ГЕМА при СМ 540 мкг/см<sup>2</sup> (2), АМПС<sub>2</sub> при СМ 500 мкг/см<sup>2</sup> (3), кДМАЕМ при СМ 480 мкг/см<sup>2</sup> (4) від часу фільтрування суспензії E. coli з концентрацією 1,58 x 10<sup>3</sup> КУО/см<sup>3</sup>. Робочий тиск 0,5 бар

Разом з тим було встановлено, що для композиційних мембран з різною хімічною природою поверхні істотно відрізняється їхня здатність до відновлення продуктивності після промивання водою. Як видно з рис. 8, для композиційних мембран з близькими значеннями СМ (480-500 мкг/см<sup>2</sup>), але модифікованих різними мономерами, показник відновлення продуктивності ( $J_1/J_0$ ) зростає у ряду ДМАЕМ < АМПС < ГЕМА. Таким чином, мембрани як із позитивно, так і з негативно зарядженою поверхнею більш схильні до забруднення, ніж мембрани з гідрофільною нейтральною поверхнею. Ці результати, очевидно, пов'язані з тією обставиною, що заряджені ділянки поверхні мембрани є зручними місцями для прикріплення мікроорганізмів. Негативно заряджені клітини E. coli, ймовірно, легко притягуються до позитивно зарядженої поверхні мембран, модифікованих кДМАЕМ чи ПЕІ. У результаті показники ( $J_1/J_0$ ) для цих мембран найнижчі серед досліджуваних зразків: 48 % і 54 % відповідно. Для модифікованої АМПС мембрани показник ( $J_1/J_0$ ) дещо вищий - 64 %, хоча і значно поступається композиційній мембрані на основі ГЕМА - 78 %. Деяка схильність до забруднення бактеріальними клітинами модифікованої АМПС мембрани може бути пов'язана з присутністю у воді катіонів кальцію й магнію, які, адсорбуючись на негативно зарядженій мембрані, діють як містки між її поверхнею та бактеріальною клітиною і тим самим сприяють адсорбції E. coli на мембрані.

Найвищий показник відновлення продуктивності ( $J_1/J_0$ ) для мембрани, модифікованої ГЕМА, очевидно, пояснюється відсутністю елект-

рохімічного притягання між бактеріальною клітиною й мембраною, у результаті чого мікроорганізми легше видаляються з її поверхні при промиванні порівняно з мембранами з зарядженою поверхнею.

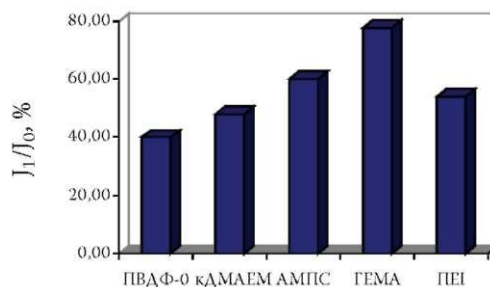


Рис. 8. Показник відновлення продуктивності після промивання для композиційних мембран, одержаних при модифікуванні ПВДФ пористої основи різними мономерами

Таким чином, проведені дослідження свідчать, що надання поверхні мембран бактерицидних властивостей не приводить до кращого відновлення продуктивності мембран після їхнього промивання при завершенні фільтрування бактеріальної суспензії.

Разом з тим, під час фільтрування через одержані композиційні мембрани природної води р. Нивки з колі індексом 3,52 x 10<sup>3</sup> КУО/дм<sup>3</sup> у циклічному режимі, коли фільтрувальний цикл чергувався з зупинкою процесу фільтрування, встановлено, що продуктивності вихідної немодифікованої пористої основи, а також мембран, модифікованих ГЕМА й АМПС, були значно нижчими, ніж модифікованого кДМАМА зразка (рис. 9).

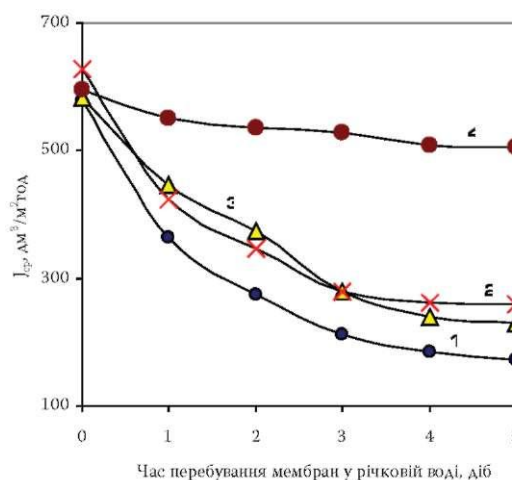


Рис. 9. Залежності середньої продуктивності фільтрувального циклу для вихідної ПЕС основи (1) і композиційних мембран, модифікованих різними мономерами: ГЕМА при СМ 540 мкг/см<sup>2</sup> (2), АМПС<sub>2</sub> при СМ 500 мкг/см<sup>2</sup> (3), кДМАЕМ при СМ 480 мкг/см<sup>2</sup> (4) від тривалості перебування мембран у річковій воді. Час фільтрувального циклу - 1 година. Робочий тиск 0,5 бар. Колі індекс річкової води 3,52 x 10<sup>3</sup> КУО/дм<sup>3</sup>

Очевидно, модифіковані кДМАЕМ композиційні мембрани здатні інгібувати ріст мікроорганізмів на своїй поверхні й тим самим мінімізувати формування на ній забруднюючої біоплівки. Таким чином, здатність мембран проявляти антимікробну дію є важливим фактором зменшення рівня біозабруднення мембран при їх використанні для очищення природної поверхневої води в циклічному режимі роботи.

#### 4. Висновки

В результаті проведених досліджень встановлено, що хімічна природа поверхні полімерних мембран суттєво впливає на їх біозабруднення в процесі роботи. Показано, що мембрани з гідрофільною поверхнею менш забруднюються при фільтруванні суспензії *E. coli*, ніж гідрофобні мембрани, а здатність до відновлення продук-

тивності для мембран з хімічно нейтральною поверхнею вища, ніж для мембран із зарядженою поверхнею.

Встановлено, що модифіковані кДМАЕМ і ПЕІ композиційні мембрани проявляють антибактеріальні властивості і здатні інгібувати формування на своїй поверхні забруднюючої біоплівки. Це суттєво зменшує біозабруднення мембран при їх використанні для очищення природної поверхневої води в циклічному режимі роботи. Таким чином, спрямоване хімічне модифікування поверхні мембран надає можливість підвищити їхню стійкість до біозабруднення, особливо при фільтруванні розчинів із низькими концентраціями забруднюючого компонента.

Автор вдячний к. б. н., ст. н. с. Потапченко Н. Г. та м. н. с. Косиновій В. Г. за допомогу у проведенні мікробіологічних тестів мембранних зразків.

1. Scott K., Hughes R. Industrial membrane separation technology. - London: McGraw-Hill, 2000. - 303 p.
2. Baker R. W. Membrane technology and applications. - London: McGraw-Hill, 1998. - 509 p.
3. Мудлер М. Введение в мембранную технологию. - М.: Мир, 1999. - 513 с.
4. Baker J. S., Dudley L. Y. Biofouling in membrane systems - a review // Desalination. - 1998. - V. 118. - P. 81-90.
5. Winters H., Isquith I.R., Arthur W. A., Mindler A. Control of biological fouling in seawater reverse osmosis // Desalination. - 1983. - V. 47. - P. 233-238.
6. Vrouwenvelder, H. S., van Paasen, J. A. M., Folmer, H. C. et al. Biofouling of membranes for drinking water production // Desalination. - 1998. - V. 118. - P. 157-166.
7. Ridgway H. F., Rigby M. G., Argo D. G. Adhesion of a *Mycobacterium* sp. to cellulose diacetate membranes used in reverse osmosis // Appl. & Envir. Microbiol. - 1984. - V. 47. - P. 202-218.
8. Yamagishi H., Crivello J. V., Belfort G. Evaluation of photochemically modified (poly (arylsulfone) ultrafiltration membranes // J. Membr. Sci. - 1995. - V. 105. - P. 249-259.
9. Ulbricht M., Riedel M. Ultrafiltration membrane surfaces with grafted polymer «tentacles»: preparation, characterization and application for covalent protein binding // Biomaterials. - 1998. - V. 19. - P. 1229-1237.
10. Pieracci J., Crivello J. V., Belfort G. Photochemical modification of 10kDa polyethersulfone ultrafiltration membranes for reducing of biofouling // J. Membr. Sci. - 1999. - V. 156. - P. 223-240.
11. Kaeselev B., Pieracci J., Belfort G. Photoinduced grafting of ultrafiltration membranes: comparison of poly(ether sulfone) and poly (sulfone) // J. Membr. Sci. - 2001. - V. 194. - P. 245-261.
12. Hidal N., Kochkodan V., Al-Khatib L., Levadna T. Surface modified polymeric membranes to reduce (bio) fouling: a microbiological study using *E. coli* // Desalination. - 2004. - V. 167. - P. 293-300.
13. Foggen J. W. A., Schijven J. F. Evaluation of data from literature on the transport and survival of *E. coli* and thermotolerant coliform under saturated conditions // Water Research. - 2006. - V. 90. - P. 401-426.
14. Denyer S. P. and Hugo W. B. Mechanisms of action of chemical biocides, their study and exploitation. - London: Blackwell Scientific Publications, 1991. - 189 p.

V. Kochkodan

### EFFECT OF SURFACE CHEMISTRY OF POLYMERIC MEMBRANES ON THEIR BIOFOULING

*Composite polymer membranes with different surface chemistry and bactericide properties were obtained via photoinitiated graft polymerization or interface copolymerization of various monomers on the surface of porous polyvinylidene fluoride and polyethersulphone supports. It was found that the surface chemistry of the composite membranes essentially affects their susceptibility to biofouling. The membranes with hydrophilic surface were less fouled with *E. coli* cells comparing with hydrophobic membranes while the ability to recover the membrane flux upon washing was higher for the membranes with a chemically neutral surface than for charged membranes. It was established that the composite membranes modified with quaternized 2-(dimethylamino) ethyl methacrylate or polyethyleneimine have the antibacterial properties and were able to prevent the fouling biofilm formation on their surfaces at the filtration of natural river water in a noncontinuous regime.*