

УДК 541.18.045+66.067.38+663.635.628.165+532.71

*Ісаєв С. Д., Брик М. Т.*

## ЗАБРУДНЕННЯ МЕМБРАН У ПРОЦЕСАХ ВОДООЧИСТКИ ТА КОНЦЕНТРУВАННЯ

*Розглянуто причини і механізми забруднення мікро-, ультра-, нанофільтраційних мембран і мембран зворотного осмосу. Наведено кількісні моделі розрахунку величин забруднення.*

Чи не найважливішою проблемою захисту довкілля було і залишається забезпечення суспільства і природи чистою водою. Щороку тисячі кубічних кілометрів забруднених вод скидаються в річки, прісні та солоні водойми. Шляхи вирішення проблеми відомі! Недопущення скидання вод, що містять токсичні і небезпечні домішки, і очищення забруднених вод перед їх використанням у господарстві та промисловості.

Методів, які з цією метою використовуються, досить багато, і більшість із них є технологічно опрацьовані. У той же час універсального, ідеального методу очищення забруднених вод не існує: всі вони мають крім переваг ті чи інші недоліки. При виборі реальних технологій доводиться орієнтуватися на характер забруднень і зважати на вимогливість замовника.

В останні десятиліття у світі головна увага приділяється перспективним технологіям, широким застосування яких очікується у ХХІ ст. Знаменно, що технології очищення все більше уподібнюються процесам, що протікають у біологічних системах.

Одним із новітніх методів є застосування мембранних технологій. Останні, наприклад мікро-, ультра- та нанофільтрації, зворотний осмос, мембранна дистиляція тощо, посіли чільне місце серед інших методів, спрямованих на одержання чистої води, а також на концентрування корисних складових водних розчинів з метою їх подальшого використання.

До позитивних факторів мембранних технологій належить можливість чіткого регулювання характеру і розміру частинок складових водної

фази, які мають бути затримані мембраною, аж до повного вилучення з води всіх її складових і отримання дистилляту. Іншими позитивами мембранних технологій можна вважати різноманітність стадій нагрівання та обробки хімікатами, зручність регулювання потужності установок при їх блочному виконанні.

За всіх зазначених плюсів у мембран є ахілєсова п'ята, яка полягає в їх легкому забрудненні в процесі роботи.

Що ж слід розуміти під таким загальнозживаним терміном, як «забруднення», коли він використовується стосовно мембран? Забруднення - це комплекс явищ, які пов'язані із закупорюванням, засміченням пор мембрани і покриттям її зовнішньої поверхні деякими інгредієнтами систем, що її розділяють, що й зумовлює зниження проникності мембрани. Процес цей у межах оборотних процесів може бути розглянутий як порушення динамічної рівноваги речовини-забруднювача між мембраною та потоком над нею, тобто спостерігається нестационарне збагачення приймальної ділянки одним чи декількома компонентами. Закупорювання, засмічення мембрани супроводжується утворенням нової фази на мембрані і значним, таким, що збільшується у часі, зниженням її проникності. Якщо ж розглядати цей процес ширше, як спрощений випадок масопереносу, то сюди слід включати полімераналогічні перетворення (омілення, хімічна та біологічна деструкція, сульфатування, ацилування, комплексоутворення тощо), а також рахуватись із такими фізико-хімічними процесами, як адсорбція, набухання, роз-

чинення та осадження матеріалу мембрани під впливом компонентів рідкої фази, що розділяється. Проблеми забруднення мембран органічними речовинами розглянуті нами раніше [1].

Рухаючись далі у напрямку об'єктивності моделі, слід і саму мембрану визнати специфічним компонентом хімічних і колоїдно-хімічних процесів, які протікають при контакті мембрани із середовищем, що розділяється. Врахуємо це, вживаючи у подальшому терміни *закупорювання, засмічення* мембрани.

Зауважимо, що опис таких процесів значною мірою ускладнюється через величезне різноманіття як речовин, що є джерелом забруднення, так і хімічної природи і пористості мембран. Ще більші труднощі пов'язані з тим, що процес забруднення протікає у нерівноважних умовах трансмембранного потоку за наявності концентраційної поляризації або гелеутворення, які призводять до осадження чи коагуляції нової фази на поверхні мембрани. Однак, на відміну від концентраційної поляризації, засмічення мембрани характеризується необоротним характером, що веде до незворотних змін основних характеристик мембрани, тобто забруднююча речовина не перебуває в динамічній рівновазі з потоком, що фільтрується, і на субмікронному рівні утворюється нестационарне мікрооточення у поверхні мембрани.

Серед причин, які можуть визначити нестационарність взаємодії розчину з мембраною, можна назвати такі [2]:

- Нестационарну взаємодію, наприклад макромолекулярних сполук із поверхнею мембрани, коли утримання компонентів відбувається не тільки за рахунок концентраційної поляризації, а й з участю сил хімічної спорідненості.
- Асоціацію (або коагуляцію) макромолекул або колоїдних часток у граничному примембранному шарі.
- Поступове механічне втискування у пори мембрани селевого шару, що утворюється на поверхні мембрани.

За однією з моделей, що добре узгоджувалась із експериментом при малих швидкостях потоку, оцінювали процес відкладення колоїдних часток як двоетапний, перша стадія якого є швидкою і має перший реакційний порядок. Друга, повільна стадія спочатку є лінійною у часі, а швидкість зростання нагромадженого на поверхні мембрани шару пропорційна концентрації колоїдних часток. Згідно з цією моделлю при об'ємній швидкості, меншій за  $5 \cdot 10^{-6}$  м/с, осад взагалі не

утворюється через відштовхування частинок з однаковим зарядом. Малостійкі ж колоїди утворюють пухкий осад з агрегатів частинок [3].

Процес відкладення стійких колоїдних дисперсій на зворотноосмотичних мембранах вивчали Р. Д. Коен і Р. Ф. Пробстейн [3], однак вони не досягли узгодження із експериментом. Лише В. М. Старов і Д. Н. Пецев [4], додавши до цієї моделі дію тиску, який ущільнює сорбований шар на поверхні мембрани, одержали достатній збіг результатів моделі з експериментальними даними.

Автори вважають, що причиною опору шару осаду процесу стискання є деформація подвійних електричних шарів частинок.

Чисельні напівемпіричні моделі забруднення мембран [3-16], що описують залежність об'ємного потоку від часу або об'ємного потоку у припущенні, що формування шару забруднення здійснюється за реакцією першого порядку, частково узгоджуються з робочими параметрами мембранних процесів.

Але за цим спрощенням, наприклад, практично ігнорується початкова стадія процесу забруднення.

Спроби моделювання процесів із урахуванням всієї складності процесу [7, 8] виявились малопродуктивними. Як вихід ми пропонуємо відмовитись від загального підходу і розглядати окремо різні типи мембран, тим більше що для кожної з них є окремі типові забрудники. Наприклад, для мікрофільтрації найхарактернішим є закупорення пор колоїдами та дисперсіями частинок, менших або співвимірних із діаметром пор мембрани. Значно меншу небезпеку становлять високомолекулярні сполуки, а усіма іншими типами можна знехтувати.

У випадку ж ультрафільтрації на «провідні» ролі виходять вже високомолекулярні сполуки, схильні до абсорбційної взаємодії та гелеутворення при надкритичних концентраціях [17].

При зворотноосмотичному процесі і електродіалізі найпершими забруднювачами є важкорозчинні неорганічні сполуки, що утворюються безпосередньо на поверхні мембран внаслідок концентраційної поляризації. Розглянемо ці випадки.

**Забруднення мікрофільтраційних мембран.** Як свідчать експериментальні дослідження [11, 14, 15, 18-21] різке зниження потоку пермеату спостерігається на початковій стадії вже при низьких концентраціях колоїдних частинок. Далі потік уповільнюється. Спочатку забиваються пори, а потім над порами і поверхнею мембран

нагромаджується осад. Внесок засмічення пор у забруднення мембрани становить близько 10 % [21], але ця частка може збільшитися за умов підвищеного тиску.

Частинки, співмірні з розмірами отвору пори, закривають її подібно до корка, тримаючись у отворі силами адгезії та тертя. Менші за розміром частинки проникають у пору і поблизу устя, долаючи електростатичний бар'єр подвійних шарів, сорбуються на поверхні, поступово утворюючи структуру типу «шийки пляшки» [22], що й призводить до суттєвого зниження величини потоку пермеату вже при низьких концентраціях колоїдів.

Шар осаду, що утворюється на поверхні мембрани на другій стадії, може бути частково оборотним, частково необоротним [19], а морфологія цього осаду визначається багатьма факторами, які залежать як від самих колоїдних частинок, так і від умов їх осадження.

Практично, цей тип забруднення супроводжує процеси розділення харчових продуктів, і найчастіше, аби запобігти цьому, використовують метод гідрофілізації поверхонь [23-26].

**Забруднення ультрафільтраційних мембран.** Спроба побудови кількісної моделі забруднення ультрафільтраційних мембран колоїдами на основі класичної теорії фільтрування дозволила спрогнозувати значення об'ємного потоку, що були на 2-3 порядки меншими за екстремальний. Причина могла полягати в тому, що швидкість міграції колоїдних частинок від мембрани значно вища за розраховану або взагалі трансмембранний потік не визначається гідравлічним опором осаду. Взагалі зростання шару осаду обмежується швидкістю тангенціальних потоків.

Наводимо формулу, придатну для опису об'ємного потоку при ультрафільтрації як колоїдних, так і полімерних розчинів [16].

$$J_v = \left[ 1,295 \left( \frac{D^2}{dL} \right)^{1/3} \ln \frac{C_w}{C_b} \right] u^{-1/3} + \alpha k^2 \left( \frac{a}{v} \right) \left( 1 - \frac{r^*}{d} \right) u^{-2}, \quad (1)$$

де  $d$  і  $L$  – радіус і довжина мембранного каналу;  $v$  – кінетична в'язкість розчину;  $C_w$  і  $C_b$  – концентрація розчину у примембранному шарі і об'ємі;  $\frac{C_w}{C_b}$  – ступінь концентраційної поляризації;  $u$  – середня аксіальна швидкість потоку;  $D$  – коефіцієнт дифузії;  $\alpha$  – емпірична константа

( $\approx 5$ );  $a$  – радіус колоїдної частинки,  $R = \frac{a}{d}$ ;  $r^*$  – рівноважна позиція, у бік якої мігрує колоїдна частинка.

Якщо для розчинів полімерів подовжня міграція незначна ( $a \rightarrow 0$ ), то превалює перший член рівняння. У колоїдів домінує подовжня міграція (другий член у рівнянні 1).

Ця математична модель добре описує приклади ультрафільтрації латексів полівінілхлориду та полібутадієну [7], плазми крові і еритроцитів [27].

У деяких випадках залежність об'ємного потоку від розміру частинок при ультрафільтруванні водних дисперсій має екстремальний характер [28-30]. При збільшенні розміру частинок спочатку зворотньоосмотичний масоперенос зменшується внаслідок зменшення коефіцієнта дифузії, але при збільшенні розмірів понад критичне значення сколюючого зусилля тангенційного потоку стає визначальним і знову збільшує масоперенос.

Процеси забруднення при ультрафільтрації колоїдів без перемішування описуються в межах загальних закономірностей конвективного фільтрування. Потрібно лише брати до уваги, що агрегатна стійкість колоїдів визначається електростатичним відштовхуванням подвійних електричних шарів. Таким чином, збільшення заряду і потенціалу призводить до посилення відштовхування частинок, що збільшує пористість осаду і зменшує його гідродинамічний опір [31].

Високомолекулярні сполуки на поверхні ультрафільтраційних мембран формують гель при досягненні межі розчинності завдяки концентраційній поляризації. Моделі мають враховувати осмотичний тиск у примембранному полімерному шарі, що лімітує основний процес. Водночас важливою рисою ультрафільтрування полімерів є здатність до адсорбції [5, 6, 9], яка здебільшого є необоротною через специфічну взаємодію сегментів молекул із поверхнею мембрани.

Серед полімерів, що забруднюють ультрафільтраційні мембрани, найважливішими з точки зору практики є білки. Закономірності забруднення визначаються конформацією і зарядом макромолекул. Враховуються рН та іонна сила розчину, температура, гнучкість макромолекул тощо [32-35].

Розглянемо роль найважливіших факторів, які впливають на забруднення ультрафільтраційних мембран.

Так, гнучкість полімерних ланцюгів визначає ступінь і навіть характер забруднення ультра-

фільтраційних мембран. В умовах високих швидкостей трансмембранного потоку гнучких неіоногенних полімерів (поліетиленгліколів) можливе порушення конформації макромолекул, що веде до зниження об'ємного потоку і коефіцієнта затримки. Пояснюється це тим, що полімерні ланцюги потрапляють у пори мембрани при незначній загальній зовнішній адгезії. У тому випадку, коли ми маємо справу з поліелектролітами, цілком зрозумілим є вплив рН і іонної сили на конформацію макромолекул: найбільше забруднення спостерігається поблизу ізоелектричної точки, коли заряд макромолекул є мінімальним, а агрегація - максимальною [17, 35]. Різке падіння об'ємного потоку та інтенсифікацію осадоутворення на поверхні мембрани в ізоелектричній точці пов'язують із утворенням білками компактних клубків, які осідають на мембрані завдяки гідрофільній взаємодії з нею. Цьому сприяє концентраційна поляризація, а також локальні конвективні сили біля устя пор, які впливають на маневрування макромолекул і їх клубків біля поверхні мембрани.

Суттєве зниження трансмембранного потоку є наслідком необоротного осадження розчинних білків на мембрані. Згідно з моделями [36] припускають, що у приповерхневому шарі сорбовані білки повільно агрегують, поступово зменшуючи вільний проміжок між частинками, що спричинює зростання гідродинамічного опору. Флокуляція продовжується і в поперечному напрямку, тобто спостерігається подальше нашарування компактної білкової маси. Така модель [36] задовільно описує експеримент із його асиметричними властивостями осаду білків [37, 38] і якісно характеризує залежність трансмембранних потоків від концентрації білка, розміру його макромолекул, швидкості потоку.

Однак початковою стадією забруднення поверхні білками є адсорбція. На користь цього говорить той факт, що завжди вирішальну роль у інтенсифікації процесу забруднення відіграє гідрофільно-гідрофобний баланс поверхні мембрани. Дослідження, виконані на різноманітних модифікованих ацетилцелюлозних, полісульфонових і поліамідних мембранах, продемонстрували [10, 17, 33, 35, 39, 40, 41, 42], що чим вища гідрофільність мембрани, тим нижчий ступінь її забруднення. Експериментально це потверджено на прикладі ультрафільтраційної очистки вод, забруднених емульгованими нафтопродуктами і маслами [43].

Гідрофілізація поверхонь мембран є одним із найбільш ефективних шляхів попередження за-

бруднення ультрафільтраційних мембран білками та іншими високомолекулярними сполуками.

**Забруднення зворотноосмотичних мембран.** Застосування таких мембран передбачає відсутність у розчині, який вони розділюють, механічних домішок, колоїдів, мікроорганізмів, полімерів, низькомолекулярних органічних сполук [44-47]. За цих умов процес зворотноосмотичного розділення ускладнюється лише утворенням на поверхні мембрани осадів важкорозчинних солей (сульфатів, карбонатів, флуориду кальцію, карбонату магнію тощо). Навіть незначний вміст солей жорсткості не гарантує відсутності осадів, оскільки до ефекту концентрування додається ще й концентраційна поляризація. Кристалізація проходить безпосередньо на поверхні мембрани або кристали, що утворені в об'ємі, «сідають» на мембрану [47]. Реально мають місце обидва процеси за умови наявності на поверхні мембрани центрів кристалізації. Мікрористали солей кальцію і магнію самі по собі не становлять небезпеки через незначний гідравлічний опір, але вони започатковують процес зростання кристалів і співкристалізацію інших компонентів суміші, у т. ч. органічних речовин. Гідравлічний опір такого конгломерату може удвічі збільшити опір мембрани. На цей процес впливають рН, температура, склад і концентрація розчинних сполук, загальна концентрація іонів тощо [47-50]. Визначення потенціалів осадоутворення карбонату кальцію (індекси Стиффа-Джонса) було запропоновано [51] для обчислення верхньої межі утворення не тільки карбонатних, а й сульфатних осадів, що виникають при опріснюванні морської води.

Було використане критичне співвідношення:

$$c_i \leq \frac{v_i c_{H_i}}{2}, \quad (2)$$

де  $c_i$  - вихідна концентрація розчину;  $v_i$  - стохастичний коефіцієнт,  $i = 1, 2$ , що визначає можливість утворення осаду солей із обмеженою розчинністю на поверхні іонообмінних мембран [53].

Особливістю зворотноосмотичних мембран у порівнянні з мікрофільтраційними є значно більший гідравлічний опір, наслідком чого є значне збільшення часу, необхідного для фіксації забруднення мембран [2, 17].

Для визначення зменшення потоку в зворотноосмотичному процесі запропоновано [2] емпіричне рівняння:

$$J_{v,t} = K_3 t^m, \quad (3)$$

де  $J_{v,t}$  - об'ємний потік у часі  $t$ ;  $K_3$  - константа, яка дорівнює початковому значенню об'ємного потоку  $J_{v,0}$ ;  $M$  - індекс забруднення, який у свою чергу описується як:

$$m = \frac{\lg\left(\frac{J_{v,t}}{J_{v,0}}\right)}{\lg\left(\frac{t}{t_0}\right)}. \quad (4)$$

Останнє рівняння може бути використане лише за умови стаціонарного режиму роботи мембрани. Але оскільки на практиці мембрану періодично очищують, порівняння навіть однотипних мембран не завжди коректне.

З іншого боку, завжди треба брати до уваги усадку зворотньоосмотичних мембран. Для оцінки усадки можна використовувати рівняння, подібне (3) [2].

Звичайно, такі показники води, як каламутність, прозорість, вміст знесених частинок, окислюваність, інтенсивність світлопоглинання при 275 нм, дзета-потенціал дисперсій, мали б враховуватися при визначенні швидкості забруднення мембрани, однак якісну інформацію при цьому отримати нереально.

Тому зробили так: ввели т. зв. індекс густини осаду (silt density index, *SDI*), який визначається швидкістю зниження темпів фільтрування крізь мікрофільтр із розміром пор 0,45 мкм при 210 кПа [2, 44, 54, 55, 56]:

$$SDI = 100 \cdot \frac{1 - \frac{t_1}{t_2}}{T} = 100 \cdot \frac{1 - \frac{t_1}{15}}{15}, \quad (5)$$

де  $t_1$  - час, необхідний для одержання перших 500 мл фільтрату;  $t_2$  - час, необхідний для одержання наступних 500 мл фільтрату через 15 хв ( $T$ ) після початку фільтрування.

Недоліки цього індексу очевидні: він не пов'язаний не тільки із концентрацією забруднених речовин, але й з колоїдно-хімічними властивостями забруднюючих речовин і властивостями самої мембрани.

Модифікований індекс забруднення (*MFY*) вже враховує конвективну теорію фільтрування [2, 47]. Його величина пропорційна концентрації речовини-забрудника:

$$MFY = \frac{\mu_{293} / \mu_T}{\Delta P \cdot \operatorname{tg} \alpha / 210}, \quad (6)$$

де  $\mu_{293}$  і  $\mu_T$  - в'язкість води при 293 °K і будь-якій іншій температурі відповідно;  $\Delta P$  - робочий тиск, кПа;  $\operatorname{tg} \alpha$  - тангенс кута нахилу прямої у характеристичних координатах  $t/q - q$ , де його тангенс дорівнює постійній утворення осаду на поверхні мембрани і є пропорційним концентрації дисперсії.

Для осадів, що не стискаються ( $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaSO}_4$ ), добуток  $\operatorname{tg} \alpha \cdot \Delta P$  є постійним, а для тих, що стискаються (колоїди органічних речовин, гідроксиди металів, глини), добуток збільшується із тиском, оскільки зростає гідродинамічний опір шару осаду. В останньому випадку оцінки *MFI* не враховують умови утворення осаду. Наприклад, осад кальцієвих солей, що утворюються із пересиченого розчину у примембранному шарі при зворотньоосмотичному опрісненні води, зовсім відрізняється від осаду солей кальцію, які одержують при мікро- та ультрафільтрації.

Поза увагою залишаються також швидкість потоку фільтрування, діаметр пор мембрани та хімічна природа їх поверхні.

Недостатність величин *SDI* та *MFI* з використанням довільно вибраних мембран із порами 0,45 мкм продемонструємо такими міркуваннями. Такі мембрани затримують далеко не всі частинки (особливо на початкових стадіях), а лише доти, доки не закупорюються і осад їх не перекриє. Найнебезпечнішими є високодисперсні речовини або важкорозчинні солі, що проникають крізь мембрану (навіть закупорену і перекрыту), у той час як найбільш великі частинки взагалі не беруть участі у процесі забруднення зворотньоосмотичних мембран, тобто не впливають на зменшення об'ємного потоку.

Спроби хоча б частково подолати недоліки методик визначення *MFI*, наприклад, врахувати швидкість об'ємного потоку, тангенціальну швидкість потоку над мембраною, ізопористість мембрани тощо [2, 47, 54], вважаються такими, що суттєво наближують нас до створення єдиного підходу до прогнозування закономірностей і оцінки забруднення мембран, які розрізняються хімічним складом і структурою пор, навіть для зворотньоосмотичного процесу.

Розробка загального теоретичного підходу, який би врахував мікро-, ультра-, нанофільтрацію, зворотний осмос, електродіаліз тощо, ще очікує на своїх творців.

1. Ісаєв С. Д., Брык М. Т. Особливості ультрафільтрації стічних вод, що містять органічні сполуки // Наук. записки НАУКМА - 2002.- Т. 20. Хімічні науки і технології- С.
2. Брык М. Т., Цапюк Е. А., Твердый А. А. Мембранная технология в промышленности.- К.: Техніка, 1991.
3. Cohen R. D., Probst R. F // J. Colloid and Interface Sci.- 1986.-V. 114.- P. 194.
4. Старов В. М., Пецев В. Н. // Химия и технология воды- 1990.-Т. 12.-С.791.
5. Nilsson // J. Membr. Sci.- 1990.- V. 52.- P. 121.
6. Баран А. А. // Химия и технология воды.- 1990.- Т. 12.- С. 684.
7. Kimura S., Nakao S. // Desalination.- 1975.- V. 17.- P. 267.
8. Cheryan M. Ultrafiltration Handbook.- Basel: Technomic Publ. Inc. Lancaster, 1986.- 379 p.
9. Havsteen B. // Chem. Eng. J.- 1987.- V. 35.- P. 123.
10. Jonsson G. // Adv. Membrane Phenomena and Processes.- Wroclaw, 1989.- G. 7.
11. Wiesner M. R., Clark M. M., Mallevalle J. // J. Environ Eng.- 1989.-V. 115.- P. 20.
12. Fountoukidis E., Maroulis Z. B., Moronos-Kouris D. // Desalination.- 1989.- V. 72.- P. 293.
13. Bentría M., Drew D. A. // Chcm. Eng. Sci.-1990.- V. 45.- P. 1223.
14. Schmitz R., Houli D., Wandelt B. // Ecolu solide-liq.- 1990.- V.2.- P. 19.
15. Davis R. H. // Separ. And Purif. Meth.- 1992.- V. 22.- P. 75.
16. Green G., Belford G. // Desalination.- 1980.- V. 35.- P. 129.
17. Брык М. Т., Нугматулин Р. Р., Цапюк Е. А. // Укр. хим. журнал.- 1988.- Т. 57.- С. 1321.
18. Смирнов В. А., Терпугов Г. В., Агапичев С. П. // Тез. докл. IV всесоюз. конф. по мембр. методам разделения смесей. (27-29 мая 1987).- М., 1987.- Т. 4.- С. 89.
19. Schmitz P., Houli D. // Proc. Int. Congr. On Membranes and Membrane Proc. ICOM'90.- Chicago, 1990.- V. I.- P. 767.
20. Wakeman R. J., Tarleton E. S. // Desalination.- 1991.- V. 83 - P.35.
21. Visvanathan C., Ben Aim R. // J. Membra. Sci.- 1989.- V. 45.- P. 3.
22. Духин С. С. // Химия и технология воды.- 1986.- Т. 8.- С. 3.
23. Pouliot M., Pouliot Y., Britten M. // J. Dairy Sci.- 1991.- V. 74.- P. 131.
24. Zidoune M. N., Hugodot B., Laqaude A. // Tarode dcla Fuente. Ind. AHm. Agr.- 1993.- V. 110.— P.143.
25. Храпцов А. Г., Абдулина Е. Р., Евдокимов И. А., Муравьев В. С. // Деп. В АгроНИИТЭИММП 02.09.91.- № 759.- 1991.- 14 с.
26. Храпцов А. Г., Нестеренко П. Г., Абдулина Е. Р., Евдокимов И. А. // Деп. В АгроНИИТЭИММП 02.09.91.- № 760.- 1991.- 8 с.
27. Bauser H., Chmiel H., Stroch N., Walisa // J. Membr. Sci.- 1982.- V. 11.— P. 321.
28. Жигалова Т. В., Ландышева В. А., Клепкова Н. И., Животинская П. Б. // Журн. прикладной химии.- 1977.- № 50.- С. 2119.
29. Chudachek M. W, Fanc A. // J. Membr. Sci.- 1986.- V. 21.- P. 145.
30. Wiesner W, Bottero J.-Y. // J. Membr. Sci.- 1990.- V. 52.- P. 173.
31. Dongh R. M., Fell Ch. J. D., Fanc A. G. // J. Membr. Sci.- 1984.- V. 14.- P. 285.
32. Turker M., Hubble J. Hi. Membr. Sci.-1987.- V. 34.- P. 267.
33. Nystrom M. // J. Membr. Sci.- 1989.- V. 44.- P. 183.
34. Pouiot Y., Gourley L., Landry J. // Eur. Dairy Mag.- 1992.- V.4.-P. 12.
35. Choe T. B., Masse P, Verdier A., Clifton // J. Membr. Sci.- 1986.- V.26.- P. 17.
36. Suki A., Fanc A. G., Fell Ch. J. // J. Membr. Sci.- 1986.- V. 27.- P. 181.
37. Sheldon J. M., Reed J. M., Hawes Ch. R. // J. Membr. Sci.- 1991/- V. 62.- P. 87.
38. Glover F.A., Broker B. E. // J. Dairy Res.- 1974.- V. 41.- P. 89.
39. Masse P., Martinez P., Verdier A., Choe T. B. // Chem. Protect. Environ.- Amsterdam, 1988.- P. 235.
40. Щербина Б. В., Иванова Т. В., Тарасова Н. А., Соколов В. С. // Мембраны и мембранная технология: II Респ. конф. (Киев, ноябрь 1991).- К., 1991.- С. 116.
41. Mattiasson E. // J. Membr. Sci.- 1983.- V. 16.- P. 23.
42. Кочкодан В. М., Цапюк Е. А., Сапон И. П., Брык М. Т., Атаманенко И. Д. // Укр. хим. журнал.- 1990.- Т. 56.- С. 993.
43. Цапюк Е. А., Брык М. Т., Кочкодан В. М., Твердый А. А. // Химия и технология воды.-1988.- Т. 10.- С. 250.
44. Величанская Л. А., Духин С. С., Соломенцева И. М. // Химия и технология воды.- 1990.- Т. 12.- С. 907.
45. Water and Sewage Int.- 1990-1991.- V. 2.- P. 25, 27, 30.
46. Henriquez J. F, Bonet L. // J. Etxaniz. Desalination.- 1991.- V. 82.- P.71.
47. Карелин Ф. Н. Обессоливание воды обратным осмосом.- М.: Стройиздат, 1988.
48. Barger M., Carnahan R. P. // Desalination.- 1991.- V. 83.- P. 3.
49. Перов А. Г., Кондаурин Л. М. Глубокая очистка воды.- М., 1989.- С. 13.
50. Ebrahim S. E., Darwish B. A. // Desalination.- 1989.- V. 74.- P. 141.
51. Potts D. E., Abelrt R. G., Wang S. S. // Desalination.- 1981.- V. 36.- P. 235.
52. Бобрышова О. В. // Изв. вузов. Химия и хим. технология.- 1987.- Т. 30.- С. 136.
53. Первов А. Д., Масников А. Г., Кондаурин Л. М. // Мембр. методы разделения смесей / Тез. докл. (Владимир, 1991).- Черкассы, 1991.- С. 113.
54. Гребенюк В. Д. // Мембр. методы разделения смесей / Тез. докл.(Владимир, 1991). - Черкассы, 1991.- С. 104.

S. D. Isayev, M. T. Bryk

## THE POLLUTATION OF MEMBRANES IN PROCESSES OF WATER PURIFICATION AND CONCENTRATION

*The reasons and mechanisms of pollution of micro-, ultra-, nanofiltration membranes and inverse osmosis membranes has been reviewed. The same quantity models of calculation of pollution values are given.*