

ДОСЛІДЖЕННЯ КІНЕТИКИ БІОХІМІЧНОГО РОЗКЛАДУ ТРАНСФОРМАТОРНОЇ ОЛИВИ

© Дячок В.В., Леськів Я.С., 2012

Досліджено процес та визначено кінетичні константи біохімічного розкладу трансформаторної оливи у стічній воді за участі мікроорганізмів – біодеструкторів вуглеводнів нафти. Доведено перспективу застосування біохімічних методів очищення стічних вод від органічних речовин. Запропоновано технологічну схему біохімічного очищення стічних вод.

Ключові слова: шкідливих речовин, спосіб очищення, біохімічний розклад.

It was studied process and determined the kinetic constants of biochemical decomposition of water contaminated transformer oil by microorganisms biological destroyers of hydrocarbons. Proved perspective of biochemical methods of purification water contaminated organic substances. Proposed a technological scheme of biochemical wastewater treatment.

Key words: harmful, method of purification, biochemical decomposition.

Постановка проблеми

Одним із небезпечних забруднювачів, серед значної кількості шкідливих речовин антропогенного походження, що потрапляють у довкілля, є нафтопродукти. Особливо небезпечні вони для гідросфери, оскільки, залежно від технологічного процесу, концентрація нафтопродуктів у стічних водах коливається у широких межах. Потрапляючи у водойми або водоносні шари, один літр нафтопродуктів отрує близько одного млн. літрів води, внаслідок чого забруднення має широкий ареал та довготривалий характер. Враховуючи небезпечний вплив нафтопродуктів та можливість їхнього неконтрольованого потрапляння у довкілля, все актуальнішим стає розроблення ефективних методів очищення стічних вод від нафтопродуктів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Через накопичення в біосфері стійких забруднювачів антропогенного походження в кількостях, що перевищують природну здатність до самоочищення, останніми роками особливо актуальною стала проблема розроблення способів мікробіологічного розкладу. Річ у тім, що людина створила такі сполуки, які дуже повільно або практично не руйнуються в звичайних природних умовах – це різноманітні синтетичні полімери, барвники, фармацевтичні препарати, мийні засоби, нафтопродукти, пестициди тощо. Ці чужорідні живій природі речовини – ксенобіотики – володіють унікальною біологічною активністю вже на рівні мікродомішок. До них можуть бути віднесені також речовини природного походження, але одержані в занадто великих кількостях і переміщені у невластиві їм місця, наприклад, нафта. Більшість таких сполук є дуже стабільними, і для їхнього повного розкладу в звичайних умовах необхідні століття. Ці речовини безперервно транспортуються по трофічних ланцюгах, до яких належить і людина. Багато ксенобіотиків надзвичайно токсичні і проявляють мутагенну, канцерогенну, алергенну і тератогенну активність. Зрозуміло, людство не може відмовитись від використання таких речовин, бо їх застосовують практично у всіх областях діяльності. Тому на перший план виходить використання біодеструктивної властивості мікроорганізмів для очищення середовища від антропогенних забруднювачів.

Хоч вже знайдені мікроорганізми, які здатні самостійно перетворювати ксенобіотики, в природному середовищі біодеградація здійснюється переважно гетерогенними мікробними спів-

товариствами, що основані на міцних трофічних зв'язках. В анаеробних умовах така кооперація є більш обов'язковою, оскільки часто окремі члени асоціації у вигляді чистих культур взагалі не можуть використовувати стабільні сполуки через енергетичні бар'єри. В таких умовах саме група мікроорганізмів здатна повністю розкласти нафтопродукти до простих речовин, часто з отриманням корисного продукту (наприклад, біогазу в метаногенному співтоваристві). Звичайно ці тісні асоціації мікроорганізмів структурно сформовані у вигляді гранул, пластівців, складних біоплівки, що дає змогу мікроорганізмам, відповідальним за різні стадії біодеградації складної речовини, перебувати просторово близько один до одного, що полегшує міжвидове перенесення інтермедіатів. Навіть в аеробних умовах мікробні асоціації порівняно з чистими культурами дозволяють збільшити швидкість, ефективність і глибину деградації складних з'єднань, хоча більшість аеробних мікроорганізмів здатні розщеплювати субстрат самостійно [10].

Мета роботи полягає у вивченні кінетики біохімічного розкладу складних органічних речовин, а саме трансформаторної оливи у стічній воді.

Експериментальна частина

З метою вивчення кінетики біохімічного розкладу трансформаторної оливи у стічній воді проведено серію експериментальних досліджень. Пробу п'яти літрів забрудненої води поміщали у циліндричний апарат з вертикальною мішалкою, вносили один мілілітр біопрепарату "Еконадін" та три грами піску. Впродовж 60 діб із встановленим інтервалом три дні визначали залишкову концентрацію нафтопродуктів. Початкове та всі наступні визначення концентрації відпрацьованої оливи у стічній воді проводили методом інфрачервоної фотометрії на аналізаторі АН-1.

Використовуючи дані кінетики біохімічного розкладу трансформаторної оливи у стічній воді біодеструктором «Еконадін», отримали кінетичну криву, яка зображена на рис. 1.

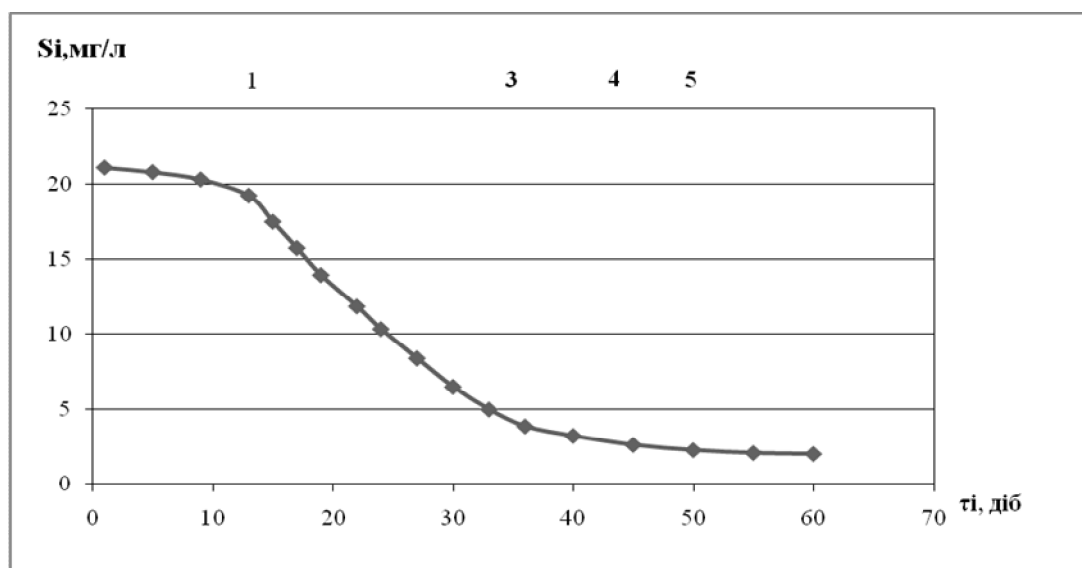


Рис. 1. Кінетична крива біохімічного розкладу трансформаторної оливи у стічній воді

На одержаній кривій чітко видно п'ять фаз спаду концентрації забрудника, що відповідають фазам росту мікроорганізмів: перша фаза пристосування мікроорганізмів, до п'яти діб; друга фаза експоненціального росту мікроорганізмів, до 30 діб; третя фаза сповільненого росту мікроорганізмів; четверта фаза стаціонарного росту мікроорганізмів; п'ята фаза відмирання – після 55 діб (рис. 1).

Зменшення концентрації відпрацьованої трансформаторної оливи у пробі різко зростало через 15 діб, що пов'язано з цілковитою адаптацією мікроорганізмів до субстрату й інтенсифікацією їх росту і, як наслідок, прискоренням процесів окиснення. Повільне окиснення відпрацьованої трансформаторної оливи пов'язане зі складною структурою її молекул. Використана

трансформаторна олива має велику кількість вуглеводневих атомів у молекулі, тому, відповідно, і швидкість її окиснення біодеструктором порівняно низька.

Швидкість біологічного окиснення трансформаторної оливи у досліджуваній пробі в кожній серії дослідів визначали за формулою:

$$U = \frac{(S_{i-1} - S_i)}{t_i};$$

де U_i – швидкість окиснення забрудника у кожній серії досліду, мг/добу; S_i – концентрація забрудника у кожній наступній серії дослідів, г/л; t_i – період деструкції забрудника, діб.

З метою визначення кінетичних констант одержані експериментальні дані кінетики біохімічного розкладу були оброблені математичним методом із застосуванням теорії біодеструкції, зокрема кінетичного рівняння Міхаеліса-Ментена, що характеризує перебіг біореакції у внутрішньому об'ємі клітини мікроорганізму за участі ферментів як біологічних каталізаторів:

$$U = U_{\max} \frac{[S]}{k_m + [S]};$$

k_m – константа Мехеліса-Ментена, що характеризує швидкість ферментативної реакції залежно від концентрації субстрату в стаціонарному процесі; U_{\max} – максимальна швидкість ферментативної реакції.

Для визначення константи Мехеліса-Ментена рівняння записували у вигляді:

$$\frac{1}{U} = \frac{1}{U_{\max}} + \frac{k_m}{U_{\max} [S]};$$

Максимальна швидкість ферментативної реакції та константа ферментативної реакції можуть відрізнитись залежно від фази росту мікроорганізмів.

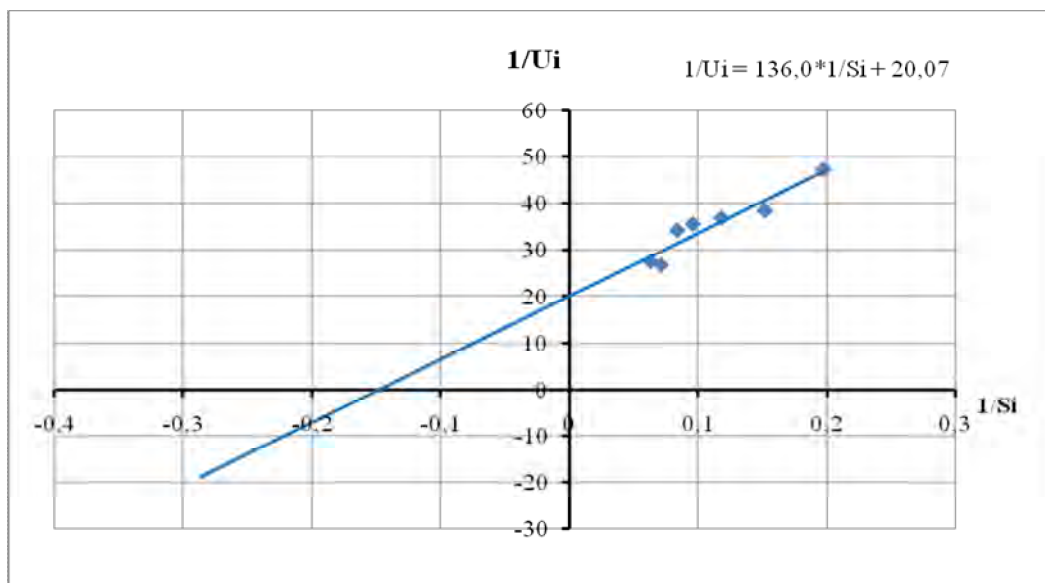


Рис. 2. Графік залежності зворотної швидкості біореакції від зворотної концентрації ($1/U$)= $f(1/S)$

Ми визначали константи рівняння Міхаеліса-Ментена у другій фазі – фазі експоненціального росту, оскільки саме під час цієї фази проходить найінтенсивніше перетворення субстрату. Для визначення кінетичних констант (k_m та U_{\max}) будували графік залежності швидкості біоокиснення від концентрації забруднювача (трансформаторної оливи) у координатах ($1/U$)= $f(1/S)$ (див. рис. 2).

Одержали значення кінетичних констант (k_m та U_{\max}): $U_{\max} = 49,8256 * 10^{-3}$ (мг/год); $k_m = 6,8$ (мг/л).

Використовуючи отримані експериментальні дані, було розраховано місткість та габаритні розміри аеротенка, а також кількість повітря, необхідну для проходження процесу біорозкладу.

Розрахований апарат працює безперервно, у режимі витіснення, біодеструктор вводять один раз у період введення аеротенка в режим роботи.

Отже, для очищення стічних вод, забруднених трансформаторною оливою, ми пропонуємо технологічну схему, зображену на рис. 3.

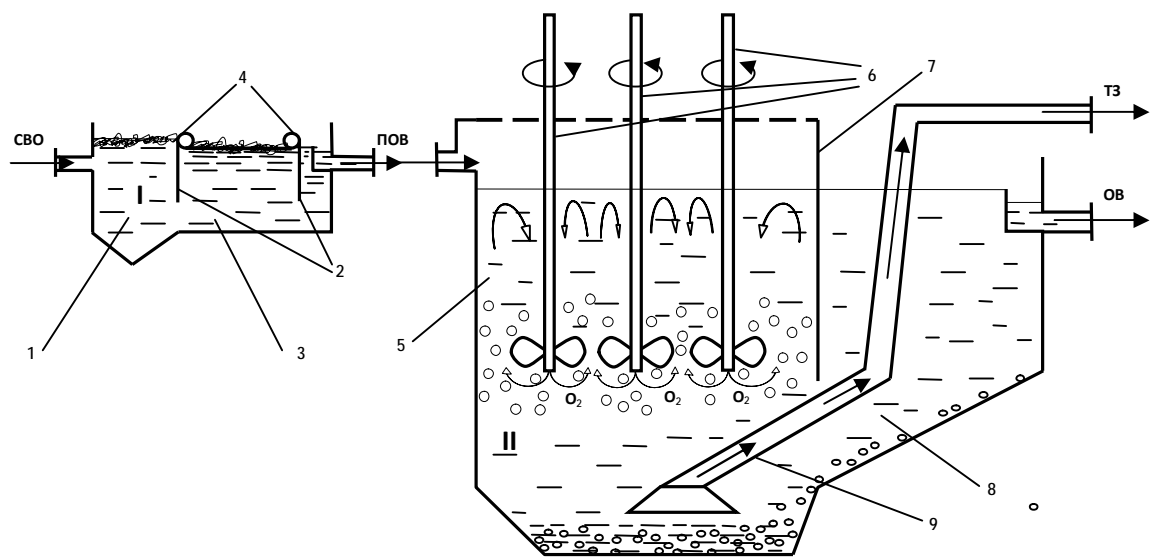


Рис. 3. Технологічна схема біохімічного очищення відпрацьованої води:

СВ – стічна вода; ПОВ – попередньо очищена вода; ОВ – очищена вода; ТЗ – твердий залишок;
 I – оливовловлювач; II – двокамерний аеротенк-відстійник; 1 – приймальна камера оливовловлювача;
 2 – вертикальні напівзанурені перегородки; 3 – відстійна камера оливовловлювача; 4 – оливозбірні труби;
 5 – приймальна камера аеротенка; 6 – механічні аератори з мішалками; 7 – вертикальна напівзанурена
 перегородка аеротенка; 8 – відстійна камера аеротенка; 9 – відсмоктуючий апарат
 для видалення твердого залишку

Висновок

Вивчено кінетику біологічного розкладу трансформаторної оливи у стічній воді, визначені основні кінетичні константи біохімічного розкладу, запропоновано технологічну схему реалізації процесу в промислових умовах.

1. *Екологія мікроорганізмів: учеб. для студ.вузов / А.И. Нетрусов, Е.А. Бонч-Осмоловская, В.М. Горленко и др.; под ред. А.И. Нетрусова. – М.: Издат. центр "Академия", 2004. – 272 с.* 2. *Сухарев С.М., Чундак С.Ю., Сухарева О.Ю. Техноэкология та охорона навколишнього середовища. – Львів: Новий світ, 2000, 2004. – 254 с.* 3. *Хекце М. Очистка сточных вод: пер с англ. / Хекце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсек И., Арван Э. – М.: Мир, 2004. – С. 111.* 4. *Зінченко О.Ю., Філіпова Т.О., Галкін Б.М., Іваниця В.О., Жиліна З.І., Водзінський С.В., Водзінська Н.С. Антимікробні властивості асиметрично мезозаміщених порфіринів // Вісник Одеського національного університету. – 2005. – Т. 10, № 7, Біологія. – С. 110–116* 5. *Давиденко Т.И., Романовская И.И., Андронати С.А. Имобилизация биологически активных веществ. Обзор // Микробиол. и биотехнол. – 2009. – Т. 6, № 2. – С. 8–22.* 6. *Davey M.E., O'Toole G.A. Microbial Biofilms: from Ecology to Molecular Genetics // Microbiology and molecular biology reviews. – 2000 – V. 64, № 4. – P. 847–867.* 7. *Теннер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. – М.: Дрофа, 2004. – 256 с.* 8. *Малиновська І.М., Зінов'єва Н.А. Вплив забруднення сірого лісового ґрунту нафтопродуктами на фітотоксичні властивості та стан мікробіоценозу // Збірник наукових праць Інституту землеробства. – К.: Ексмо, 2010. – Вип.1–2. – С. 61–69.*