

Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та
природокористування
Кафедра водопостачання, водовідведення та бурової справи

03-06-194М

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ
до практичних занять та самостійної роботи
з навчальної дисципліни
«Біотехнології очищення води»
для здобувачів вищої освіти першого (бакалаврського) рівня
за освітньою програмою
«Біотехнології, біоробототехніка та біоенергетика»
спеціальності G21 «Біотехнології та біоінженерія»
денної форми навчання

Рекомендовано науково –
методичною радою
з якості ННІБАД
Протокол № 6 від 17.02.2026 р.

Рівне – 2026

Методичні вказівки до практичних занять та самостійної роботи з навчальної дисципліни «Біотехнології очищення води» для здобувачів вищої освіти першого (бакалаврського) рівня за освітньою програмою «Біотехнології, біоробототехніка та біоенергетика» спеціальності G21 «Біотехнології та біоінженерія» денної форми навчання [Електронне видання] / Квартенко О. М., Плетюк О. В. – Рівне : НУВГП, 2026. – 46 с.

Укладачі: Квартенко О. М., д-р. техн. наук, доцент, професор кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи; Плетюк О. В. інженер кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи.

Відповідальний за випуск: Мартинов С. Ю., д-р. техн. наук, професор, завідувач кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи.

Керівник (гарант) ОП: Бедункова Ольга Олександрівна, доктор біологічних наук, професор, професор кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи.

© О. М. Квартенко,
О. В. Плетюк, 2026
© НУВГП, 2026

ЗМІСТ

	Вступ	4
1	Тема 1. Визначення розрахункових витрат і концентрацій забруднювачів стічних вод. Визначення концентрацій забруднювачів у суміші стоків.	4
2	Тема 2. Санітарні умови випуску стічних вод у водойми. Розбавлення стічних вод поверхневими водами. Розрахунок необхідного ступеня очистки стічних вод при їх скиданні у поверхневі водні об'єкти.	7
3	Тема 3. Роль буферних систем в підтримці рН при культивуванні та активації мікроорганізмів в біологічних системах. Розрахунок рН та Eh водного середовища.	7
4	Тема 4. Розрахунок біореакторів для очищення підземних вод.	13
5	Тема 5. Визначення питомої швидкості росту біомаси в аеротенку-відстійнику підвищеної гідравлічної висоти.	13
6	Тема 6. Розрахунок аеротенків з регенерацією активного мулу. Визначення питомої швидкості росту біомаси в аеротенку.	13
7	Тема 7. Розрахунок біофільтрів. Визначення витрат стічної води для нарощування біомаси. Приріст та видалення надлишкового активного мулу.	17
8	Тема 8. Визначення кількості фосфору який видаляється в системах з активним мулом. Визначення масової концентрації амоній-іонів та ортофосфатів у стічних водах.	18
9	Тема 9. Мікроорганізми-деструктори природних і синтетичних органічних сполук. Підбір поживного середовища для культивування ізолятів. Визначення ефективності біодеградації вуглеводнів мікроорганізмами.	25
10	Тема 10. Вивчення інноваційних методів та технологій очищення стічних вод від фармацевтичних препаратів.	37
	Самостійна робота	42
	Рекомендована література	43
	Додатки	45

ВСТУП

Дисципліна «Біотехнології очищення води» надає здобувачам теоретичні знання та практичні навички з вивчення фізичних та біологічних аномалій води; основних фізико-хімічних та бактеріологічних показників якості природних вод та оборотних вод підприємств харчової, легкої, фармацевтичної, хімічної, нафтопереробної промисловості; ознайомлення з існуючими в природі, або генетично створеними мікроорганізмами здатними до розкладання та мінералізації штучно синтезованих органічних сполук, включаючи їх в кругообіг елементів у Біосфері; опанування методами виділення культур бактерій деструкторів; вивченню особливостей мікробіологічної трансформації окремих класів органічних ксенобіотиків та можливостей існуючих біотехнологій що до їх вилучення; вивчення особливостей конструкцій, принципів розрахунку споруд в галузі.

Тема 1. Визначення розрахункових витрат і концентрацій забруднювачів стічних вод. Визначення концентрацій забруднювачів у суміші стоків.

Визначення середніх витрат стічних вод від комунальних підприємств і громадських закладів

Ці об'єкти можуть працювати цілодобово з нерівномірним водовідведенням як готелі, лікарні, школи-інтернати тощо, або протягом певного часу із сталою витратою стічних вод (лазні, школи, пральні, поліклініки тощо).

Середні добові витрати стічних вод, м³/доб, для об'єктів із цілодобовим водоспоживанням визначають за формулою:

$$q_{\text{доб}} = q_o \cdot n_{\text{доб}} \cdot 10^{-3} \quad (1)$$

де q_o – норма водовідведення на одиницю виміру, л/добу [б, дод. А2], $n_{\text{доб}}$ – кількість одиниць виміру.

Середні годинні витрати стічних вод від комунальних підприємств і громадських закладів, які *працюють неповну добу*, $q_{\text{год}}$, м³/год, обчислюють за формулою:

$$q_{\text{год}} = q_{\text{доб}}/24 \quad (3)$$

де q_o – норма водовідведення на одиницю виміру, л/од. [б, дод. А2]; $n_{\text{год}}$ – кількість одиниць виміру за годину, t – нормативна тривалість водовідведення, год. [б, дод. А2].

Середні секундні витрати стічних вод від комунальних підприємств і громадських закладів, л/с, обчислюють за формулою:

$$q = q_{\text{год}}/3,6 \quad ; \quad (4)$$

Приклад 1. Визначити середні добові та секундні витрати стічних вод від гуртожитку із душовими у всіх житлових кімнатах на 150 мешканців (працює цілодобово).

Розв'язок. Норму водовідведення приймаємо за [6, дод. А2]. Для гуртожитку із душовими у всіх житлових кімнатах $q_o = 140$ л/добу. Середньодобову витрату для гуртожитку обчислюємо за ф.1:
 $q_{\text{доб}} = 140 \cdot 150 \cdot 10^{-3} = 21$ м³/добу, середньо-годинна витрата
 $q_{\text{год}} = 21/24 = 0,9$ м³/год, середньо-секундна витрата:
 $q = 0,9/3,6 = 0,25$ л/с.

Визначення середніх витрат стічних вод від промислових підприємств

На промислових підприємствах утворюються такі види стічних вод: виробничі, побутові і душові.

Середні за зміну витрати виробничих стічних вод, м³/зм, визначають за формулою:

$$Q_v = q_v \cdot n \quad ; \quad (5)$$

де q_v – норма водовідведення в м³ на одиницю продукції, яку випускає підприємство; n – кількість одиниць продукції за зміну.

Середні за зміну витрати побутових стічних вод, що надходять від підприємства, м³/зм, обчислюють за формулою:

$$Q_n = q_n \cdot N \quad ; \quad (6)$$

де q_n – норма відведення побутових стічних вод в м³/зм на одного робітника, яку приймають для цехів з підвищеним тепловиділенням 0,045 м³/(зм·люд), для звичайних – 0,025 м³/(зм·люд) [6, табл.А2]; N – кількість працюючих в зміну.

Середні за зміну витрати душових вод промислового підприємства, м³/зм, обчислюють за формулою:

$$Q_d = q_{\text{дс}} \cdot N_{\text{дс}} \quad ; \quad (7)$$

де $q_{\text{дс}}$ – норма витрати води однією душовою сіткою, яка приймається 500 л/год [6, табл.А2], а з урахуванням тривалості користування душем (45 хв, або 0,75 год після закінчення чи до початку зміни) $q_{\text{дс}} = 500 \cdot 0,75 = 375$ л/год або 0,375 м³/год.; $n_{\text{дс}}$ – кількість працюючих душових сіток, шт.:

$$N_{\text{дс}} = N_{\text{д}}/n_{\text{дс}} = N \cdot P_{\text{д}}/n_{\text{дс}} \quad (8)$$

де $N_{\text{д}}$ – кількість робітників, що користуються душем за зміну, $P_{\text{д}}$ – частка працівників, які користуються душем; $n_{\text{дс}}$ – кількість робітників, що обслуговуються 1 душовою сіткою, приймається відповідно до санітарних норм.

Приклад 2. Визначити середні змінні і добові витрати виробничих, побутових та душових витрат стічних вод заводу з виробництва картопляного крохмалю з цехами з тепловиділенням до 80 кДж/год на 1 м³. Завод працює у дві зміни з 8-ї години ранку, тривалість зміни 8 год. В першу зміну виготовляється 50 т продукції, в другу – 30. Позмінно працює 500 та 300 чоловік, із них 50% приймає душ, а кількість працівників, які користуються однією душовою сіткою, становить 7 чол.

Розв'язок. Приймаємо за норму водовідведення для заводу картопляного крохмалю на виготовлення 1 т продукції: $q_{\text{в}} = 6,65 \text{ м}^3/\text{т}$. Середні змінні витрати виробничих стічних вод, м³/зм визначаємо за ф. 5:

$$Q_{\text{в}}^1 = 6,65 \cdot 50 = 332,5; \quad Q_{\text{в}}^2 = 6,65 \cdot 30 = 199,5 .$$

Середні змінні **витрати побутових стічних вод**, м³/зм, визначаємо за ф.6, приймаючи норму відведення на одного робітника для холодних цехів $q_{\text{п}} = 0,025 \text{ м}^3/(\text{зм} \cdot \text{люд})$:

$$Q_{\text{п}}^1 = 0,025 \cdot 500 = 12,5; \quad Q_{\text{п}}^2 = 0,025 \cdot 300 = 7,5; \quad .$$

Кількість душових сіток, шт, які працюють після кожної із змін визначаємо за ф.8: $N_{\text{дс}}^1 = 500 \cdot 0,5/7 = 36$; $N_{\text{дс}}^2 = 300 \cdot 0,5/7 = 21$

Середні змінні **витрати води душових стічних вод**, м³/зм, визначаємо: $Q_{\text{д}}^1 = 0,375 \cdot 36 = 13,5$; $Q_{\text{д}}^2 = 0,375 \cdot 21 = 7,88$.

Визначення концентрацій забруднювачів у суміші стоків

Параметри якості води у суміші стоків, які скидаються в певному розрахунковому створі розраховуються за формулою:

$$C_{\text{сум}}^i = \frac{q_{\text{св}}^i \cdot C^i + \dots + q_{\text{св}}^n \cdot C^n}{\sum q_{\text{св}}}, \text{ мг/дм}^3 \quad (9)$$

де, C^i – концентрації забруднень, мг/дм³ (завислих речовин, БПК, іонів важких металів, жирів, Р₂О₅, азоту, ХПК, хлоридів) в суміші стічних вод;

Приклад. Визначаємо концентрацію забруднюючих інгредієнтів (за БСК) у суміші господарсько-побутових стоків від гуртожитку (0,25 м³/с) та

заводу з виробництва картопляного крохмалю ($0,72 \text{ м}^3/\text{с}$). Концентрація розчинної органіки за БСК від однієї людини становить $15 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$.

Розв'язок. Розрахунки ведемо згідно (9):

$$C_{\text{суміш}}^{\text{БСК}} = \frac{q_{\text{св}}^{\text{гурт}} \times C_{\text{гурт}}^{\text{БСК}} + q_{\text{св}}^{\text{підпр}} \times C_{\text{підпр}}^{\text{БСК}}}{q_{\text{св}}^{\text{гурт}} + q_{\text{св}}^{\text{підпр}}}$$
$$C_{\text{сум}}^{\text{БСК}} = \frac{0,25 \times 15 + 0,72 \times 15}{0,25 + 0,72} = \frac{3,75 + 10,8}{0,97} = 15 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$$

Рекомендована література [6, 9].

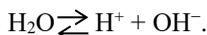
Тема 2. Санітарні умови випуску стічних вод у водойми.

Розбавлення стічних вод поверхневими водами. Розрахунок необхідного ступеня очистки стічних вод при їх скиданні у поверхневі водні об'єкти.

Рекомендована література [7, 8, 9].

Тема 3. Роль буферних систем в підтримці рН при культивуванні та активації мікроорганізмів в біологічних системах. Розрахунок рН та Eh водного середовища.

Розрахунок рН водного середовища. *Активну реакцію води* визначає її кислотність або лужність. Вода, як і кислоти, солі та луѓи, частково дисоціює на іони:



Ступінь дисоціації води дуже незначна: з $55,56$ молів води, які містяться у 1 дм^3 , дисоціює лише 10^{-7} молей. У хімічно чистій воді концентрація іонів водню дорівнює концентрації гідроксид-іона:

$$[\text{H}^+] = [\text{OH}^-] = 10^{-7} \text{ моль/дм}^3.$$

При 22°C добуток концентрації цих іонів:

$$k_w = [\text{H}^+] \cdot [\text{OH}^-] = 10^{-14}. \quad (14)$$

Цей добуток, який має назву йонного добутку води, зберігає постійне значення і в присутності речовин, які утворюють під час дисоціації йони водню та гідроксид-іони: $k_w = \text{const}$. Це означає, що досить визначити концентрацію одного з іонів (H^+ або OH^-), щоб вирахувати кількість іншого.

На практиці знаходять концентрацію йонів водню і позначають її з допомогою **водневого показника рН**, який являє собою від'ємний десятковий логарифм концентрації йонів водню:

$$pH = -\lg [H^+]. \quad (15)$$

Величина рН характеризує стан водного середовища: в нейтральному середовищі $[H^+] = [OH^-] = 10^{-7}$ моль/дм³, тож рН = 7;

якщо $[H^+] > [OH^-]$, рН < 7 – середовище кисле;

якщо $[H^+] < [OH^-]$, 7 < рН < 14 – середовище лужне.

Активна реакція води – один із найважливіших показників її якості, що визначає характер протікання хімічних і біохімічних процесів у природних водах та очисних спорудах. Від рН залежить розвиток та життєдіяльність водних організмів, форма існування у воді цілого ряду хімічних сполук, корозійна активність води відносно металів та бетону тощо.

Окисно-відновний потенціал (ОВП), який також носить назву редокс-потенціалу (від англійської RedOx - Reduction/Oxidation), характеризує ступінь активності електронів в окислювально-відновних реакціях, тобто реакціях, пов'язаних з приєднанням або передачею електронів.

Величина окисно-відновного потенціалу, виражається в мілівольтах і може мати як позитивне, так і негативне значення. У природній воді значення Еh коливається в межах від - 400 до +700 мВ, що визначається всією сукупністю окисних та відновних процесів які відбуваються в ній. В умовах рівноваги значення ОВП певним чином характеризує водне середовище, а його величина дозволяє робити деякі загальні висновки щодо хімічного складу води.

В залежності від величин ОВП природні води класифікуються за різними станами:

1. Окиснювальний. Характеризується величинами Еh > + (100 - 150) мВ, присутністю у воді вільного кисню, а також цілого ряду елементів у вищій формі своєї валентності (Fe³⁺, Мо⁶⁺, As⁵⁻, V⁵⁺, U⁶⁺, Sr⁴⁺, Cu²⁺, Rb²⁺). Цей стан системи найбільш характерний для поверхневих вод.

2. Перехідний окиснювано-відновний. Визначається величинами Еh від 0 до +100 мВ. Характерний для нестійких геохімічних режимів із змінним вмістом сірководню і кисню. У цих умовах протікає як слабке окиснення, так і слабке відновлення цілого ряду металів.

3. Відновний. Характеризується значеннями Еh < 0 мВ та є типовим для підземних вод, де присутні метали низьких ступенів валентності (Fe²⁺, Mn²⁺, Мо⁴⁺, V⁴⁺, U⁴⁺), а також сірководень.

Окислювально-відновний потенціал водного розчину визначається активністю окиснювачів та відновників. Формула для потенціалу нейтрального (платинового) електрода, який розміщено у розчині, що містить окиснювач і відновник, має вигляд:

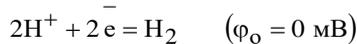
$$Eh = \varphi_0 + \frac{59,15}{z} \lg \frac{[ox]}{[red]}, \text{ мВ} \quad (16)$$

де $[ox]$ і $[red]$ – концентрації окисленої та відновленої форм; φ_0 – стандартний електродний потенціал (мВ) за реакцією:



z – кількість електронів які передаються за 1 акт окиснення–відновлення.

Окисно-відновний потенціал чистої води визначають із рівноваги:



Із цих рівнянь можливо робити висновок, що вода завжди буде мимовільно розкладатися з утворенням водню і кисню, хоча рівноважний тиск цих газів дуже мало. Воно становить для водню $2 \cdot 10^{-28}$ атм і 10^{-28} атм для кисню.

Таким чином, в чистій воді окиснювачем є катіон водню H^+ , який може прийняти електрон, а відновником - аніон гідроксилу OH^- , який може віддати електрон. При рівновазі в нейтральному розчині з величиною рН = 7, коли $[H^+] = [OH^-]$ ОВП води, яка не містить розчинені гази, дорівнює нулю.

Рівняння нейтральності водного розчину можливо записати у вигляді:

$$Eh = 0,817 - 0,059pH \quad (18)$$

Приклади рішення задач.

Приклад 1. Визначити концентрацію іонів OH^- , якщо до чистої води, додали кислоту, в результаті чого концентрація іонів H^+ стала $1 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³.

Розв'язок.

Виходячи із іонного добутку води, знаходимо:

$$[OH^-] = \frac{K_{H_2O}}{[H^+]} = \frac{1 \cdot 10^{-14}}{1 \cdot 10^{-5}} = 1 \cdot 10^{-9} \text{ моль/дм}^3$$

Приклад 2. Обчислити концентрацію іонів H^+ по концентрації іонів OH^- , яка дорівнює: $7.4 \cdot 10^{-6}$ моль/дм³.

Розв'язок.

$$[H^+] = \frac{K_{H_2O}}{[OH^-]} = \frac{1 \cdot 10^{-14}}{7.4 \cdot 10^{-6}} = \frac{1 \cdot 10^{-8}}{7.4} = 1.35 \cdot 10^{-9} \text{ моль/дм}^3$$

Приклад 3. Обчислити рН розчину, якщо концентрація іонів OH^- у розчині $1.8 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³.

Розв'язок.

$$[H^+] = \frac{K_{H_2O}}{[OH^-]} = \frac{1 \cdot 10^{-14}}{1.8 \cdot 10^{-5}} = 5.5 \cdot 10^{-10} \text{ моль/дм}^3;$$
$$pH = -\lg[H^+]$$

$$\lg[H^+] = -(\lg 5.5 + (-10)) = -\lg 5.5 + 10 = -0.74 + 10 = 9.26;$$

$$pH = 9.26$$

Приклад 4. Обчислити рН розчину за концентрацією іонів OH^- яка дорівнює: $1.7 \cdot 10^{-13}$ моль/дм³

Розв'язок.

$$[OH^-] = 1.7 \cdot 10^{-13} \text{ моль/дм}^3$$

$$K_{H_2O} = [H^+] \cdot [OH^-]$$

$$[H^+] = \frac{K_{H_2O}}{[OH^-]} = \frac{1 \cdot 10^{-14}}{1.7 \cdot 10^{-13}} = 0.59 \cdot 10^{-1} = 0.059 \text{ моль/дм}^3$$

$$pH = -\lg 0.059 = 1.23$$

Приклад 5. Визначити, при якому значенні Eh водного середовища вода буде мати нейтральні властивості, якщо рН=3.

Розв'язок. Рівняння нейтральності водного розчину:

$$Eh = 0,817 - 0,059 pH$$

$$Eh = 0,817 - 0,059 \cdot 3 = 0,64 \text{ В}$$

Роль буферних систем в підтримці рН при культивуванні та активації мікроорганізмів в біологічних системах [5].

Майже кожен біологічний процес залежить від рН; невелика зміна рН призводить до значної зміни швидкості процесу. Це дійсно не тільки для багатьох реакцій, у яких іон H^+ є безпосереднім учасником, але і для тих, у яких очевидної ролі для іонів H^+ немає.

Ферменти, що каталізують клітинні реакції, і багато молекул, на які вони діють, містять іонізуючі групи з характерними значеннями pK_a . Наприклад, протонізовані аміно- і карбоксильні групи амінокислот і фосфатні групи нуклеотидів функціонують як слабкі кислоти; їх іонний стан залежить від рН навколишнього середовища [5].

Іонні взаємодії відносять до сил, які стабілізують молекулу білка і дозволяють ферменту розпізнавати і зв'язувати його субстрат. Клітини та організми підтримують специфічний і постійний цитозольний рН,

підтримуючи біомолекули у їх оптимальному іонному стані, як правило, поблизу рН 7. У багатоклітинних організмів рН позаклітинних рідин також жорстко регулюється. Сталість рН досягається насамперед біологічними буферами: сумішами слабких кислот та їх кон'югованих основ. Буферні водні системи, які прагнуть протистояти змінам рН при додаванні невеликої кількості кислоти (H⁺) або основи (OH⁻). Буферна система складається з слабкої кислоти (донора протона) та її кон'югованої основи (акцептор протона) [5].

Кожного разу, коли до буфера додається H⁺ або OH⁻, результатом є невелика зміна співвідношення відносних концентрацій слабкої кислоти та її аніона і, отже, невелика зміна рН. Зниження концентрації одного компонента системи врівноважується саме збільшенням іншого. Сума компонентів буфера не змінюється, лише їх відношення [5].

Для опису дисоціації слабкої кислоти НА на H⁺ і А⁻ використовують рівняння Гендерсона-Хассельбальха :

$$pH = pK_a + \log \frac{[A^-]}{[HA]} \quad (19)$$

$$pH = pK_a - \log \frac{[HA]}{[A^-]} \quad (20)$$

У загальному вигляді:

$$pH = pK_a + \log \frac{[proton\ acceptor]}{[proton\ donor]} \quad (21)$$

Відповідно до [5] рівняння Гендерсона-Хассельбальха також дозволяє обчислити:

- pK_a з урахуванням рН та молярного співвідношення донора протона та акцептора;
- рН, заданий pK_a та молярне співвідношення донора протона та акцептора;
- молярне співвідношення донора протона та акцептора, з урахуванням рН та pK_a .

Клітини, що містять слабкі кислоти або основи і тканини проти зміни рН. Внутрішньоклітинні та позаклітинні рідини багатоклітинних організмів мають характерний і майже постійний рН. Перша лінія захисту організму від змін внутрішнього рН забезпечується буферними системами. Цитоплазма більшості клітин містить високі концентрації

білків, які містять багато амінокислот із функціональними групами, які є слабкими кислотами або слабкими основами [5].

Приклади рішення задач.

Приклад 6. Розрахуйте pK_a молочної кислоти, враховуючи, що коли концентрація молочної кислоти становить 0,010 М, а концентрація лактату - 0,087 М, рН становить 4,80.

Розв'язок.

$$pH = pK_a + \log \frac{[lactate]}{[lactic acid]}$$

$$\begin{aligned} pK_a &= pH - \log \frac{[lactate]}{[lactic acid]} = 4.80 - \log \frac{0.087}{0.010} = \\ &= 4.80 - \log 8.7 = 4.80 - 0.94 = 3.9 \end{aligned}$$

Приклад 7. Розрахуйте рН суміші 0,10 М оцтової кислоти та 0,20 М ацетату натрію. pK_a оцтової кислоти - 4,76.

Розв'язок.

$$pH = pK_a + \log \frac{[acetate]}{[acetic acid]} = 4.76 + \log \frac{0.20}{0.10} = 4.76 + 0.30 = 5.1$$

Приклад 8. Розрахуйте співвідношення концентрацій ацетату та оцтової кислоти, необхідних у буферній системі рН 5,30.

Розв'язок.

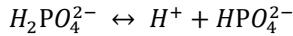
$$pH = pK_a + \log \frac{[acetate]}{[acetic acid]}$$

$$\log \frac{[acetate]}{[acetic acid]} = pH - pK_a = 5.30 - 4.76 = 0.54$$

$$\frac{[acetate]}{[acetic acid]} = \text{antilog } 0.54 = 3.5$$

Два особливо важливих біологічних буфера – фосфатна та бікарбонатна системи. Фосфатна буферна система, яка діє у цитоплазмі всіх клітин, складається з $H_2PO_4^-$ як донора протона та HPO_4^{2-} як

акцептора протона:



Фосфатна буферна система є максимально ефективною при рН, близькому до її pK_a 6,86, і має тенденцію протистояти змінам рН у діапазоні приблизно від 5,9 до 7,9.

У клітинах і тканинах буферні системи фосфатів і бікарбонатів підтримують внутрішньоклітинні та позаклітинні рідини при їх оптимальному (фізіологічному) рН, який зазвичай близький до рН 7. Ферменти, як правило, оптимально працюють при цьому рН.

Рекомендована література [5].

Тема 4. Розрахунок біореакторів для очищення підземних вод.

Рекомендована література [18, 19].

Тема 5. Визначення питомої швидкості росту біомаси в аеротенку-відстійнику підвищеної гідравлічної висоти.

Рекомендована література [2, 15].

Тема 6. Розрахунок аеротенків з регенерацією активного мулу. Визначення питомої швидкості росту біомаси в аеротенку.

Період аерації в аеротенках – витиснювачах:

$$t_{atv} = \frac{1+\varphi \cdot a_i}{\rho_{max} \cdot C_o \cdot a_i \cdot (1-S)} \cdot \left[(C_o + K_o) \cdot (L_{mix} - L_{ex}) + K_l \cdot C_o \cdot l_n \cdot \frac{L_{mix}}{L_{ex}} \right] \cdot K_p \quad (22)$$

$$t_{atv} = \frac{1+0,07 \cdot 2,5}{85 \cdot 2 \cdot 2,5 \cdot (1-0,3)} \cdot \left[(2 + 0,625) \cdot (144,37 - 4,87) + 33 \cdot 2 \cdot l_n \cdot \frac{144,37}{4,87} \right] \cdot 1,5 = 3,45 \text{ год} \quad (23)$$

де, φ - коефіцієнт інгібування продуктами розпаду активного мулу, прийнятий для міських стічних вод 0,07 л/г; a_i – доза мулу, обумовлена за

[3, 7]; ρ_{max} - максимальна швидкість окислювання для міських стічних вод приймається 85 мг БСК_{повн}/ (м · год); C_0 – концентрація розчиненого кисню в аеротенку, допускається приймати 2 мг/л; S – зольність мулу, прийнята в частках одиниці, рівної 0,3; K_0 – константа, що характеризує вплив кисню для міських стічних вод, приймається рівної 0,625 мгО₂/л;

Kp - коефіцієнт, що враховує вплив поздовжнього перемішування: $Kp = 1,5$ при біологічному очищенні до $L_{ex} = 15$ мг/л; $Kp = 1,25$ при L_{ex} більше 30мг/л.

L_{en} – БСК_{повн} стічної води, що надходить в аеротенк, з урахуванням зниження БСК_{повн} при первинному відстоюванні;

L_{ex} - БСК_{повн} очищеної стічної води, мг/л, визначеної за необхідним ступенем очищення стічних вод;

K_l – константа, що характеризує властивості органічних забруднюючих речовин, рівна для міських стічних вод 33 мг БСК_{повн}/л;

L_{mix} - БСК_{повн} стічної води, що надходить на початок аеротенка – витиснювача з урахуванням розведення циркуляційним мулом.

$$t_{atv} = \frac{1+0.07 \cdot 2.5}{85 \cdot 2 \cdot 2.5 \cdot (1-0.3)} \cdot \left[(2 + 0.625) \cdot (144.37 - 4.87) + 33 \cdot 2 \cdot l_n \cdot \frac{144.37}{4.87} \right] \cdot 1.5 = 3.45 \text{ год} \quad (24)$$

де R_i – ступінь рециркуляції активного мулу, визначають за формулою:

$$R_i = \frac{\alpha_i}{1000/J_i - \alpha_i} = \frac{2.5}{1000/100 - 2.5} = 0.24 \quad (25)$$

де J_i - муловий індекс, прийнятий за табл. 1.

Таблиця 1

Значення мулового індексу, J_i , см³/Г, залежно від навантаження на мул, q_i , мг/(Г × год), для міських стічних вод [7]

q_i , мг/(Г × добу)	100	200	300	400	500	600
J_i , см ³ /Г	130	100	70	80	96	130

У всіх випадках період аерації повинен бути не менше двох годин. Для уточнення значення мулового індексу варто розрахувати навантаження на мул, мг, БСК_{повн} на 1 м беззольної речовини мулу за добу за формулою:

$$q_i = \frac{24 \cdot (L_{mix} - L_{ex})}{\alpha_i \cdot (1 - S) \cdot t_{at}} = \frac{24 \cdot (144.37 - 4.87)}{2.5 \cdot (1 - 0.3) \cdot 3.45} = 554.3 \text{ мг}/(\text{Г} \cdot \text{доб.}) \quad (26)$$

де t_{at} – період аерації, год

Об'єм аеротенка – витиснювача визначають з урахуванням циркуляційної витрати:

$$W_{atv} = t_{atv} \cdot (1 + R_i) \cdot q_w = 3.45 \cdot (1 + 0.24) \cdot 4868.57 = 20827.74 \text{ м}^3 \quad (27)$$

де q_w - розрахункова витрата, дорівнює середньо годинному значенню в години максимального припливу стічних вод, м³/год.

Приріст активного мулу визначають за формулою:

$$P_i = 0.8 \cdot C_{cdp} + K_g \cdot L_{en} = 0.8 \cdot 150 + 0.3 \cdot 177.85 = 173.36 \text{ мг/л} \quad (28)$$

C_{cdp} - концентрація зважених речовин у стічній воді, що надходить в аеротенк, не більше 150 мг/л; K_g - коефіцієнт приросту, для міських і близьких до них за складом виробничих стічних вод $K_g=0,3$.

Для аеротенків з регенераторами визначають тривалість окислювання органічних забруднень за формулою:

$$t_o = \frac{L_{en} - L_{ex}}{R_i \cdot a_r \cdot (1 - S) \cdot \rho} = \frac{177.85 - 4.87}{0.24 \cdot 7.7 \cdot (1 - 0.3) \cdot 9.8} = 13.6 \text{ год.}, \quad (29)$$

де L_{en} – БСК_{повн} стічної води, що надходить в аеротенк, з урахуванням зниження БСК_{повн} при механічному очищенні, мг/л; L_{ex} – БСК_{повн} очищеної води, мг/л, визначеної за необхідним ступенем очищення стічних вод; R_i – ступінь рециркуляції активного мулу; S – зольність мулу, приймається в частках одиниці, рівної 0,3; ρ - питома швидкість окислювання, a_r - доза мулу в регенераторі, г/л, визначають за формулою:

$$a_t = a_i \left(\frac{1}{2 \times R} + 1 \right) = 2,5 \times \left(\frac{1}{2 \times 0,24} + 1 \right) = 7,7 \text{ г/л}$$

де a_i – доза мулу в аеротенку

$$\rho = \rho_{max} \cdot \frac{L_{ex} \cdot C_o}{L_{ex} \cdot C_o + K_1 \cdot C_o + K_o \cdot L_{ex}} \cdot \frac{1}{1 + \varphi \cdot a_i} = 85 \cdot \frac{4.87 \cdot 2}{4.87 \cdot 2 + 33 \cdot 2 + 0.625 \cdot 4.87} \cdot \frac{1}{1 + 0.07 \cdot 2.5} = 9.8 \quad (30)$$

де, ρ_{max} – максимальна швидкість окислювання для міських стічних вод, приймається рівною 85 мг БСК_{повн}/(м год); C_o - концентрація розчиненого кисню в аеротенку, допускається прийняти 2 мг/л; K_i – константа, що характеризує властивості органічних забруднюючих речовин, для міських стічних вод дорівнює 33 мг БСК_{повн} /л; K_o – константа, що характеризує вплив кисню, для міських стічних вод приймається рівної 0,625 мгО₂/л; ϕ - коефіцієнт інгібування продуктами розпаду активного мулу, рівний для міських стічних вод 0,07 л/г.

Тривалість обробки води в аеротенку, год:

$$t_{at} = \frac{2.5}{\sqrt{a_i}} \cdot \lg \frac{L_{mix}}{L_{ex}} = \frac{2.5}{\sqrt{2.5}} \cdot 1.47 = 2.3 \text{ год} \quad (31)$$

При розрахунку аеротенків - змішувачів з регенерацією доза мулу a_i приймається рівною дозі мулу в регенераторі a_r , при розрахунку аеротенків – витиснювачів з регенерацією $a_i = 2 - 4,5$ г/л.

Тривалість аерації в аеротенку t_{at} визначається з урахуванням розведення циркулюючою витратою, тривалість окислювання t_0 – без урахування розведення.

Тривалість регенерації, год., знаходять за формулою:

$$t_r = t_0 - t_{at} = 13.6 - 2.3 = 11.3 \text{ год.} \quad (32)$$

Об'єм аеротенка, м³, розраховують за формулою:

$$W_{at} = t_{at} \cdot (1 + R_i) \cdot q_w \quad (33)$$

де q_w – розрахункова витрата, дорівнює середньо годинному значенню в години максимального припливу стічних вод, м³/год.

Об'єм регенераторів W_r , м³, визначають за формулою:

$$W_r = t_r \cdot R_i \cdot q_w = 11.3 \cdot 0.24 \cdot 4868.57 = 13203.56 \text{ м}^3 \quad (34)$$

Загальний об'єм аеротенка і регенератора, м³

$$W = W_{at} + W_r = 13885.16 + 13206.57 = 27091.72 \text{ м}^3 \quad (35)$$

Рекомендована література [2, 7].

Тема 7. Розрахунок біофільтрів. Визначення витрат стічної води для нарощування біомаси. Приріст та видалення надлишкового активного мулу.

Приріст активного мулу – важливий параметр роботи очисних споруд і характеризує всю масу забруднень, що надходять зі стічними водами (мінеральна (нерозчинна) частина зважених речовин і важкоокислювана органіка), які не піддаються біологічному окисленню.

Приріст активного мулу визначається за формулою:

$$\text{Пр} = ((1 - \Delta)(C_{\text{вх}} - C_{\text{вих}}) + \Delta_{\text{пр}} (L_{\text{вх}} - L_{\text{вих}}) \cdot Q_{\text{доб}} = \text{г/добу}; \quad (36)$$

де: $L_{\text{вх}} - L_{\text{вих}}$ – Значення БСК_{повн} на вході та виході, мгО₂/л;

$C_{\text{вх}} - C_{\text{вих}}$ – Концентрація завислих речовин на вході та виході, мг/л;

Δ – Частка органічних домішок зважених речовин, що піддаються гідролізу; $\Delta_{\text{пр}}$ – частка приросту біомаси бактерій

Значення приросту мулу в очисних спорудах вказує на те, що протягом доби маса активного мулу збільшиться саме на знайдену величину. Саме ця кількість мулу, яка має бути виведена з біореактора, і називається надлишковим активним мулом. Надлишковий активний мул необхідно регулярно і правильно видаляти, оскільки при більшій концентрації (при недостатньому видаленні), відбуватиметься вторинне забруднення стічних вод, а при меншій (при видаленні мулу більше, ніж маса його приросту) – система не в змозі впоратися з очищенням забруднень. При продовженій аерації та використанні просторової сукцесії прикріплених до полімерного завантаження гідробіонтів, коли гідробіонти наступної стадії очищення живляться мікроорганізмами попередньої, вдається досягти вражаючих результатів. У перерахунку на 1 людину в очисних спорудах такого типу утворюється 2 – 4 г/добу або 0,1 – 0,2 л/добу гравітаційно ущільненого надлишкового активного мулу (при вологості 98%). За наявності мулоущільнювача, вологість мулу, можна знизити до 96%. Тоді, відповідно, обсяг мулу зменшиться до 0,05 – 0,1 л/(доба*людину).

Об'єм надлишкового мулу, який утворюється на очисних спорудах, за класичною схемою становить:

$$40 - 70 \text{ г} / (\text{доба} \cdot \text{людину}) \text{ або } 2 - 3,5 \text{ л} / (\text{доба} \cdot \text{людину}).$$

Рекомендована література [2, 7].

Тема 8. Визначення кількості фосфору який видаляється в системах з активним мулом.

Вилучення фосфору відбувається в основному завдяки видаленню надлишкового активного мулу, в якому він накопичується РР-бактеріями. У звичайному активному мулі міститься 1,5-2% фосфору, а в мулі, що періодично піддається кисневим і безкисневим умовам, РР-бактеріями фосфор накопичується до 6-8%. Надлишковий активний мул повинен видалятися автоматично з аеробної зони, оскільки фосфор, накопичений РР-бактеріями, в анаеробних умовах переходить до розчиненого стану.

У світовій практиці існує декілька традиційних схем глибокого видалення біогенних елементів, зокрема А/О, Bardenpho, Phoredox, UCT, «Phostrip», в яких поєднуються анаеробні та аеробні процеси (рис. 1-5).

Найбільш простою є схема анаеробно-оксидного (А/О) процесу (рис. 1) для одночасного видалення зі стічних вод сполук азоту і фосфору (найбільшою мірою фосфору) на високо навантажувальних очисних спорудах (співвідношення БПК: Р не менше 10: 1).

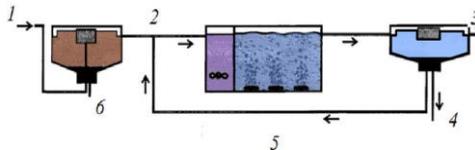


Рис.1. Анаеробно-оксидний (А/О) процес очищення стічних вод [19]

За цією схемою зворотний мул переміщується з вихідним стоком і подається до анаеробного реактора, з наступним аеробним очищенням і освітленням у вторинних відстійниках. Це найпростіша і найдешевша схема, але її застосування можливе тільки для виробничих стоків з високим навантаженням на активний мул за вуглецевмісною органікою, а також високими концентраціями сполук фосфору.

Технологія **Bardenpho** (Рис. 2) дозволяє ефективно видаляти сполуки азоту і фосфору на очисних спорудах з низьким навантаженням на активний мул.

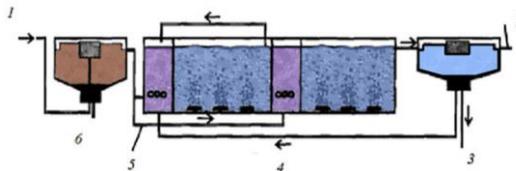


Рис. 2. Процес Bardenpho: 1 – вихідна стічна вода; 2 – очищені стічні води; 3 – надлишковий активний мул; 5 – зворотній активний мул; 6 – сирий осад

Phoredox (pho — фосфор, red (reduction) — зниження, ox — оксидация) процес являє собою модифікацію Bardenpho (п'ятистадійний Bardenpho), запропонований Barnard в 1976 р. До попередньої технології Bardenpho додається додаткова анаеробна стадія з коротким періодом перебування стічних вод 3 год), в якій забезпечується зростання і функціонування фосфор накопичувальних бактерій і стимулюються процеси в аеробній стадії (рис. 3). Вилучення загального фосфору може досягати 95 %.

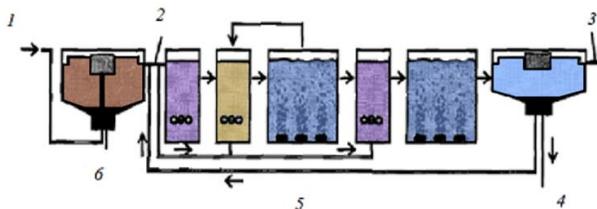


Рис. 3. Технологічна схема Phoredox процесу видалення біогенних елементів: 1 – вхідна стічна вода; 2 – освітлені стічні води; 3 – очищені стічні води; 4 – надлишковий активний мул; 5 – зворотній активний мул; 6 – сирий осад

UCT процес (University of Cape Town) був запропонований в Університеті Кейптауна в 1984 р. и представляє модифікацію Phoredox процесу з трьома рециркулюючими потоками (рис. 4). Ефективність видалення органічних забруднюючих речовин, що характеризуються показником БСК₅, становить 95 %, загального азоту — 80 %, загального фосфору — до 70 %. Загальний час перебування стічних вод у спорудах біологічного очищення -15-20 годин.

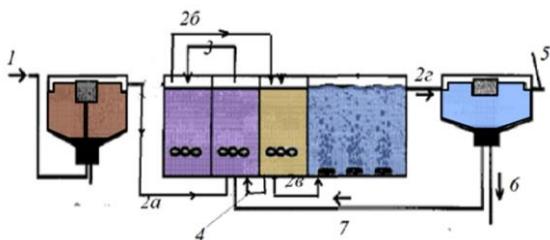


Рис. 4. Технологічна схема UCT процесу: 1 – подача стічної води; 2 (а, б, в, г) – послідовність руху води за спорудами технологічної схеми; 3 - освітлені стічні води; 3, 4 – внутрішні рецикли: нітратний та фосфатний («кейптаунський»); 5 – відведення очищеної води; 6 – надлишковий активний мул; 7 – зворотній активний мул; фіолетовий колір – анаеробна зона; світло коричневий – аноксидна зона; синій – аеробная зона

При видаленні зі стічних вод всіх форм азоту і фосфору біологічним способом виникає необхідність щодо постачання анаеробної стадії достатньою кількістю легко окислювальної органіки. Вирішити це питання можна трьома способами:

подачею до анаеробного реактора неочищених стічних вод без первинного відстоювання. Однак, це можливо тільки за умови незначного вмісту в стічних водах складноокисних і токсичних сполук, які можуть несприятливо впливати на активний мул;

подачею до анаеробного реактора хімічних сполук або їх розчинів, наприклад, метанолу (рис. 5), що складно як з економічних, так і з технологічних позицій;

подачею до анаеробного реактора освітлених стічних вод, що містять продукти ацидофікації сирого осаду.

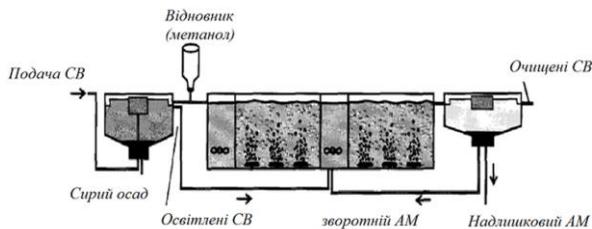


Рис. 5. Схема забезпечення анаеробної зони відновниками подачею розчинів хімічних речовин

Необхідна кількість добавок відновників у денітрифікатор розраховується з урахуванням емпіричної формули, одержаної МакКарті:

$$K_M = 2,47 \times NO_3 - N + 1,53 \times NO_2 - N + 0,87 \times O_2 \quad (37)$$

де $NO_3 - N$, $NO_2 - N$ - кількість азоту у вигляді нітратів та нітритів у воді, що подається в денітрифікатор; O_2 - концентрація розчиненого кисню в денітрифікаторі.

Необхідна концентрація легкоокислюваної органіки в стічних водах, що необхідно подати до денітрифікатора (K_{CT}):

$$K_{CT} = 3,7NO_3 - N + 2,3NO_2 - N + 1,3O_2 \quad (38)$$

Приклад 1. Розрахувати, чи достатньо чи ні наявної легкоокислюваної органіки в стічних водах для забезпечення ефективної денітрифікації, якщо ХСК у освітлених стічних водах становить 320 мг/дм^3 ,

легкоокислювана фракція органічних речовин (ХСК у фільтрованій пробі) - 121 мг/дм³, NO₃-N = 14, 5 мг/дм³, NO₂-N = 1,2 мг/дм³, вміст розчиненого кисню в денітрифікаторі - 0,8 мг/дм³.

Розв'язок.

Підставляючи наявні значення у формулу (38), отримаємо:

$$K_{ст} = 3,7NO_3 - N + 2,3NO_2 - N + 1,3O_2 = 3,7 \times 14,5 + 2,3 \times 1,2 + 1,3 \times 0,8 = 57,45 \text{ мг/дм}^3$$

Таким чином, необхідна добавка до денітрифікатора легкоокислюваних органічних речовин становить 57,45 мг/дм³, або 47,4% від присутньої у стічних водах 121 мг/дм³). Отже, для забезпечення задовільної денітрифікації необхідно направляти до денітрифікатора 40-50% загальної витрати освітлених стічних вод, без виключення відстоювання стічних вод у первинних відстійниках, так як легкоокислюваної органіки міститься достатньо в освітлених водах.

Обов'язковою умовою біологічного видалення фосфору є наявність в стоках органічної речовини, що легко розкладається (оцтова кислота або аналогічні невеликі органічні молекули). Близько 1 кг розчиненого фосфору можна видалити при споживанні 20 кг ХСК органічних речовин які піддаються легкому розкладанню (S_a + S_f), якщо прийняти, що S_f ферментується в анаеробному реакторі.

Приклад 2. Витрата стічної води, яка надходить до реактора біологічного видалення фосфору, становить 3600 м³/добу. Кожен 1 м³ стоків містить 60 г легкоокислюваної органіки (за ХСК). Реактор має об'єм 200 м³ і працює за принципом ідеального перемішування. Необхідно розрахувати концентрацію НАс у воді яка пройшла очистку.

Розв'язок.

Рівняння масового балансу для оцтової кислоти:

$$Q_1 S_{НАс,1} - \frac{k_p V_2 S_{HFC,2}}{S_{НАс,2} + K_{S,НАс}} = Q_2 S_{НАс,2} \quad (39)$$

Приймаємо $k_p = 1,46 \text{ кг ХСК(S)/(м}^3 \text{ добу)}$, $K_{S,НАс} = 3 \text{ г ХСК(S)/м}^3$.

$$3600 \text{ м}^3/\text{добу} \times 0,06 \text{ кгХСК(S)/добу} - (1,46 \text{ кгХСК(S)/(м}^3 \text{ добу)}) \times S_{НАс,2} \times 200 \text{ м}^3 / (S_{НАс,2} + 0,003 \text{ кг ХСК(S)/м}^3) = 3600 \text{ м}^3/\text{добу} \times S_{НАс,2}$$

Звідки можливо визначити $S_{НАс,2}$:

$$S_{НАс,2} = 0,006 \text{ кгХСК/м}^3$$

Таким чином, кількість оцтової кислоти яка підлягає видаленню:

$$S_{HAc,1} - S_{HAc,2} = 0,06 - 0,006 = 0,054 \text{ кгХСК/м}^3$$

Якщо величина стехіометричного коефіцієнту дорівнює $\nu_{HAc,PO_4} = 0,06 \text{ кг P/кг ХСК}$, то в результаті біологічного процесу із стічної води було видалено:

$$(S_{HAc,1} - S_{HAc,2})\nu_{HAc,PO_4} = (0,06 - 0,006) \times 0,06 = 0,0032 \text{ кг P/м}^3 \quad (40)$$

Ці розрахунки слід віднести до стічних вод які містять необхідну кількість розчинних фосфатів.

Якщо вихідний стік містить недостатню кількість легко окислювальної органіки то для нормалізації процесу видалення фосфору зазвичай використовують додаткове джерело вуглецю (рис. 6). Це може бути ацетат чи промислові відходи (стоки) харчових виробництв.

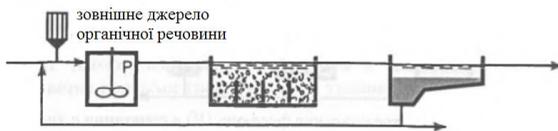


Рис. 6. Біологічне видалення фосфору з додатковим джерелом вуглецю

При нестачі в стоках органічних речовин які підлягають легкому розкладанню (оцтова кислота) їх запаси можуть поповнюватися за рахунок гідролізу, що протікає всередині реактора. Під дією активного мулу гідроліз в анаеробному реакторі може йти зі швидкістю, що дозволяє проводити біологічний процес видалення фосфору. На рис. 7 представлено схематичне зображення такої станції. На схемі, наведеної на нижньому малюнку, гідроліз протікає у первинному відстійнику чи збірнику.

Кількість доступної речовини, що легко розкладається, можна оцінити, спираючись на три основні складові: вміст у вихідному стоку $Q_1 S_{HAc,1}$; утворення в результаті гідролізу/ферментації $r_{v,HAc} \cdot \exp(x(T - 20))$; витрати на денітрифікацію: $-V_{NO_3,HAc} Q_5 S_{NO_3,5}$

Використовуємо наступні оціночні значення:

$$r_{v,HAc} = 0,25 \text{ кг ХСК(S)/(м}^3 \text{ добу)} \quad (41)$$

$$\chi = 0,1 \text{ град}^{-1} \quad (42)$$

$$v_{NO_3,HAc} = 5 \text{ кгХСК/кгNO}_3^- - N \quad (43)$$

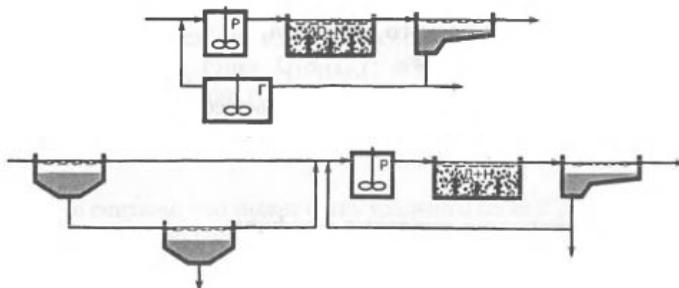


Рис. 7. Біологічне видалення фосфору (P) з використанням внутрішнього джерела органічного субстрату який утворюється в результаті гідролізу (Г). (Д + Н) - процес нітрифікації/денітрифікації

Вважаємо, що може бути видалено 0,05 кг P/кг ХСК. Отже, можна розрахувати максимальну кількість фосфору, яка підлягає видаленню:

$$Q_1(C_{P,1} - C_{P,4}) = 0,5 (Q_1 S_{HAc,1} + 0,25 \exp(0,1(T - 20))V_2 - 5Q_5 S_{NO_{3,5}}) \quad (44)$$

Прийнято, що в реакторі відбувається повне видаленню легко окислювальних органічних речовин, $S_{HAc,2} = 0$

Приклад 3. Визначити максимально можливу кількість фосфору, яку можна видалити в реакторі ідеального перемішування (приклад 2) при 20 і 8 °С, якщо витрата зворотного мулу становить 3000 м³/добу при концентрації нітратів в потоці 0,003 кг NO₃-N / м³. Максимальне видалення фосфору означає, що $S_{HAc,2} = S_{HAc,5} = 0$.

Розв'язок.

Розрахунки проводимо за формулою (44) для T = 20°C:

$$3600 \frac{\text{м}^3}{\text{добу}} (C_{P,1} - C_{P,4}) = 0,05 \text{кгP/кгХСК}(S)$$

$$3600 \frac{\text{м}^3}{\text{добу}} \cdot 0,06 \text{кгХСК}(S)/\text{м}^3 + 0,25 \text{кгХСК}(S)/(\text{м}^3 \cdot \text{добу}) \cdot$$

$$\cdot \exp(0,1(20 - 20))200\text{м}^3 - 5 \text{кгХСК}(S)/\text{кгNO}_3^- - N \cdot$$

$$\cdot 3000\text{м}^3/\text{добу} \cdot 0,003\text{кгNO}_3^- - N/\text{м}^3$$

$$C_{P,1} - C_{P,4} = \frac{0,05(216+50-45)}{3600} = 0,003 \text{кгP/м}^3$$

При $T = 8^\circ\text{C}$ всі попередні значення зберігаються крім параметру який описує процес гідролізу:

$$0,25 \text{ кг ХСК(S)}/(\text{м}^3/\text{добу}) \times \exp(0,1(8 - 20)) \times 200\text{м}^3 = 15\text{кгХСК(S)}/\text{добу}$$

$$C_{P,1} - C_{P,4} = \frac{0,1(216 + 15 - 45)}{3600} = 0,0025 \text{ кгP}/\text{м}^3$$

Таким чином, максимальна кількість фосфору який підлягає видаленню в процесі біологічної очистки при температурах 20 та 8 °C становить відповідно 3 та 2,5 кгP/м³.

Приклад 4. Визначити загальну концентрацію розчиненого фосфору в стічних водах, які пройшли процес очищення в прикладі 3, якщо концентрація фосфору у вихідній воді 6 г/м³, а вміст завислих речовин 20 г/м³. Рахуємо, що вміст фосфору складає 5% від всієї концентрації завислих речовин.

Розв'язок.

У відповідності до рівняння (44), при $T=20^\circ\text{C}$:

$$C_{P,1} - C_{P,4} = 3 \text{ г P}/\text{м}^3,$$

$$C_{P,1} = 6 \text{ г P}/\text{м}^3,$$

$$C_{P,4} = 3 \text{ г P}/\text{м}^3,$$

$$C_{P,4} = S_{P,4} + f_{x,P} \times X_4 \tag{45}$$

В результаті отримуємо:

$$S_{P,4} = C_{P,4} - 0,05 \times 20 = 3 - 1 = 2 \text{ г P}/\text{м}^3$$

При $T=8^\circ\text{C}$ отримуємо:

$$S_{P,4} = 3,5 - 0,05 \times 20 = 2,5 \text{ г P}/\text{м}^3$$

На практиці для надійного забезпечення глибокого видалення зі стічних вод біогенних елементів, як правило, пропонується традиційну схему біологічного очищення доповнювати реагентним господарством. Як реагент використовуються різноманітні сполуки заліза та алюмінію. Одна молекула фосфору вимагає для осадження 1,5 молекули Al^{3+} або Fe^{3+} .
Рекомендована література [2, 15].

Тема 9. Мікроорганізми-деструктори природних і синтетичних органічних сполук. Підбір поживного середовища для культивування ізолятів. Визначення ефективності біодеградації вуглеводнів мікроорганізмами

Процес біологічного очищення визначається як використання мікроорганізмів для детоксикації або видалення забруднюючих речовин внаслідок застосування їх різних метаболічних можливостей. Цей метод активно застосовується для видалення і деградації багатьох забруднювачів навколишнього середовища, у тому числі продуктів нафтопереробки.

При використанні біологічних методів біо-знешкодження ксенобіотиків відбувається декількома шляхами. Залежно від кінцевого результату їх перетворення розрізняють: повну деградацію (мінералізацію, повну деструкцію), неповну деградацію (трансформацію, часткову мінералізацію, часткову деструкцію), зв'язування полютантів або їх метаболітів з іншою речовиною-матрицею (полімеризація, кон'югація, конденсація). В таблиці 2 наведено перелік основних видів мікроорганізмів здатних до утилізації нормальних та розгалужених вуглеводнів, пестицидів, ПАВ, ПАР, галогенорганічних сполук.

Таблиця 2.

«Природні» мікроорганізми деструктори ксенобіотиків

Реакції трансформації забруднюючих речовин	Мікроорганізми-деструктори
Окислювальні трансформації спиртів та вуглеводів	Оцтовокислі бактерії <i>pp. Acetobacter, Gluconobacter</i>
Окиснення різноманітних вуглеводів, окиснення к-алканів	Бактерії <i>pp. Pseudomonas, Acinetobacter, Corynebacterium, Mycobacterium, Alcaligenes, Arthrobacter, Bacillus, Nocardia, Pseudomonas</i> ; дріжджі <i>pp. Candida, Rhodotorula</i>
Розщеплення ПАР	Бактерії <i>pp. Pseudomonas, Mycobacterium, Nocardia, Arthrobacter, Alcaligenes</i>
Руйнування гідразинів	Бактерії <i>p. Alcaligenes</i>
Окиснення аміногруп	Бактерії <i>p. Streptomyces</i>
Трансформації пов'язані із розщепленням ароматичного кільця	Бактерії <i>pp. Pseudomonas, Arthrobacter, Bacillus, Nocardia, Micrococcus, Rhodococcus, Rhodobacter, Mycobacterium, Corynebacterium</i> ; плісняві гриби
Деструкція поліциклічних ароматичних вуглеводнів	<i>Beijerenckia, Pseudomonas spp. (P. paucimobilis, P. fluorescens, P. putida), Alcaligenes denitrificans WW1, Mycobacterium spp. (e.g. M. flavescens), Rhodococcus spp. (e.g. R. rhodnii), Athrobacter sp.,</i>
Анаеробне окиснення фенолів	Бактерії <i>pp. Pseudomonas, Paracoccus</i>

У деструкції ксенобіотиків окрім гетеротрофних бактерій, дріжджів і цвілевих грибів беруть участь і деякі автотрофні і фототрофні бактерії (*Rhodobacter*), а також ціанобактерії. Так, ціанобактерії *Oscillatoria* здатні окисляти нафталін (переважно до 1-нафтолу). Ціанобактерії *Anabaena variabilis* і *Phormidium foveolarum* розкладають гербіцид симазин.

В Додатку 1 наведено перелік мікроорганізмів-деструкторів органічних токсикантів.

Фактори впливу зовнішнього середовища на ефективність процесів біодеструкції. **Температура.** При підвищенні температури на 10 °С швидкість біодеструкції збільшується в 1,5-2 рази; оптимальна температура більшості мікроорганізмів-деструкторів – 30-37°C; застосування підвищених температур – один із способів збільшення біодоступності ксенобіотиків у біоочищенні (використовуються термофільні мікроорганізми-деструктори, що розкладають забруднювач при 60-70 °С).

Величини рН. Оптимальна кислотність середовища для більшості бактерій-деструкторів знаходиться в інтервалі значень рН 6,0-8,0; ефект рН більшою мірою залежить від мікроорганізму, ніж від природи хімічної сполуки. Інактивація позаклітинних ферментів. Зниження біодоступності ксенобіотика може бути пов'язане з адсорбцією позаклітинних мікробних ферментів, що беруть участь у розкладанні.

Токсична дія ксенобіотиків. Механізми токсичної дії ксенобіотиків різноманітні. Вони можуть виявлятися у зміні проникності та дезорганізації клітинних мембран, інактивації ферментів, порушенні синтезу білків, АТФ, реплікації нуклеїнових кислот, утворення клітинної стінки, виникненні генетичних мутацій.

Крім того, лімітуючим фактором є вміст біогенних елементів. Для систем біологічного очищення води від нафтопродуктів оптимальні співвідношення азоту та фосфору N:P = (9-200):1. Для підтримання життєдіяльності мікроорганізмів до води яка підлягає очищенню, вносять мінеральні добрива. Деякі мікроорганізми здатні продукувати біоемульгатори що руйнують суцільну плівку нафти на окремі сегменти які є більш придатними для переробки зовнішньо-клітинними ферментами. За літературними даними [11, 14, 15] активні біоемульгуючі комплекси здатні утворювати бактерії родів *Rodococcus*, *Acinetobacter* і дріжджі *Yarrowia lipolytica*.

Біохімічне окислення ПАР може проводитись як в природніх (біологічні ставки) так і штучних (біофільтрах та аеротенках) умовах. Активними деструкторами ПАР є бактерії родів: *Achromobacter*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Xanthomonas* [13].

Першим етапом взаємодії мікроорганізмів з ПАР є їх адсорбція на поверхні клітин. Активатором процесу адсорбції є двовалентні катіони, які знижують негативний заряд клітин. На другому етапі, в аеробних умовах, відбувається процес біологічного розпаду ПАР, який може проходити по орто- або мета-шляху (рис. 5):

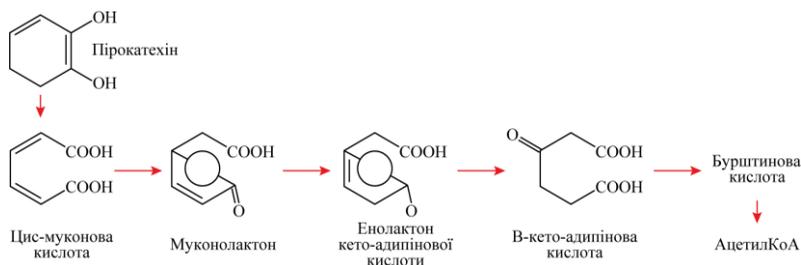


Рис. 5. Орто- розщеплення пірокатехіну

Змішані популяції, зазвичай, швидше й повніше руйнують органічні ксенобіотики. В даному випадку окремий вид мікроорганізмів спільноти трансформує токсичну сполуку в іншу, але не має ферментів для її деградації. Цю здатність має інший вид мікроорганізмів, наприклад, біотрансформація додецилциклогексану (рис. 6).

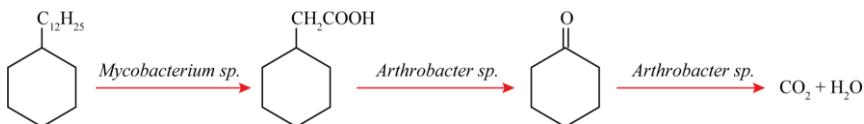


Рис. 6. Біотрансформація додецилциклогексану змішаною популяцією мікроорганізмів-деструкторів

Біодеградуюча активність співтовариства мікроорганізмів залежить від його складу, швидкості росту і обміну між видами живильними речовинами і генетичним матеріалом. Накопичувані метаболіти можуть бути токсичні для одного компоненту співтовариства і можуть засвоюватися іншими мікроорганізмами, що прискорює в сукупності процес розкладання (феномен детоксифікації) [3].

Ефективність селекції мікроорганізмів-деструкцій підвищується, якщо дотримуватися наступних принципів [3]:

- «виділяти монокультури або співтовариства мікроорганізмів (ізоляти) з середовищ, забруднених тими або іншими ксенобіотиками;

- використовувати біологічний агент, ізольований з того ж забрудненого природного або техногенного середовища, для очищення якого він призначений;

- виділяти мікроорганізми з місць із застарілими забрудненнями або з неодноразовим надходженням ксенобіотиків. В цьому випадку велика вірогідність, що число організмів, що деградують ксенобіотик, збільшилося під дією природного відбору. Для виділення таких ізолятів ефективний метод накопичувальних культур;

- накопичувати біологічний матеріал для деградації забруднювача краще всього на цьому ж субстраті або на його легко утилізованих аналогах;

- використовувати вже відомі штами-деструкції (музейні культури) або що на базі існують конструювати рекомбінантні штами. Підбір штамів-деструкцій ксенобіотиків полегшується тим, що на початковому етапі підготовчого метаболізму багато ферментів не проявляють специфічності. У результаті мікроорганізми здібні до трансформації і кометаболізму групи з'єднань з схожими структурою і хімічними властивостями» [3].

У селекції на базі існуючих штамів важлива адаптація мікроорганізмів до споживання біологічно стійкого, іноді токсичного органічного ксенобіотика.

Мета адаптації зводиться до зміни специфічності ферменту, що каталізує перетворення з'єднання-аналога, іноді - до подолання токсичної дії ксенобіотика або до отримання мутантів, що містять конститутивні ферменти.

Якщо мікроорганізми, вибрані для деструкції, недостатньо активні, але можлива їх адаптація до споживання ксенобіотика, то рекомендується враховувати наступне [3]:

1. «У мікроорганізмів - можливих деструкцій ксенобіотиків може бути відсутнім тільки один з ферментів підготовчого метаболізму.

2. Синтетичне з'єднання якомога раніше (на перших етапах метаболізму) повинне трансформуватися в одне з проміжних з'єднань підготовчого метаболізму його природного аналога.

3. При використанні методу накопичувальних культур використовувати природний аналог даного синтетичного з'єднання або їх суміш.

4. У ряді випадків доцільно удатися до поетапної адаптації, підбираючи можливі проміжні з'єднання підготовчого метаболізму ксенобіотика. Перспективним є вести поетапну селекцію, переходячи від простих з'єднань до складних, враховуючи принцип аналогії.

5. Селекція стійких мікроорганізмів до токсичного субстрата в проточних умовах або в ґрунтових колонках полегшується за наявності в середовищі субстрата-аналога.

6. Можливий альтернативний шлях - підбір змішаної культури мікроорганізмів з різними катаболічними шляхами розкладання ксенобіотиків» [3].

Відповідно до [3, 6], «крім селекційних методів, перспективним є отримання рекомбінантних мікроорганізмів методами генної інженерії. Здатність мікроорганізмів руйнувати ксенобіотик або іншої полютант залежить від наявності в клітках генів, що визначають синтез ферментів, що беруть участь в деградації з'єднання. Конструювання рекомбінантних штамів-деструкторів ксенобіотиків полягає в об'єднанні декількох генів або їх блоків, відповідальних за первинний [6]. Серед синтетичних органічних забруднювачів середовища є велика група з'єднань, що впливають на генетичний апарат кліток. Це циклічні аміни, пестициди. Реакція мікроорганізмів на їх дію дозволяє використовувати як їх біологічних тестів для виявлення з'єднань, генетично небезпечних для людини» [6].

«У багатьох випадках трансформація або споживання токсичного з'єднання мікроорганізмами починається лише при зниженні його концентрації унаслідок розсіювання або абіотичних процесів, або після адаптації мікроорганізмів до його споживання. Адаптація мікроорганізмів до ксенобіотиків відбувається в результаті падіння швидкості надходження субстрата-отрути в клітку унаслідок зміни проникності і складу клітинних мембран; збільшення швидкості синтезу фосфоліпідів; використання активної системи транспорту для видалення з'єднань з клітки; скріплення активними біологічними з'єднаннями клітки в нетоксичні похідні; зміни або втрати чутливої ланки обміну; втрати ферментів, що каталізують перетворення початкового з'єднання або проміжних продуктів підготовчого метаболізму в стійкі токсичні з'єднання; індукції ферментів, нечутливих або менш чутливих до даного з'єднання» [6].

Кінетичні залежності розвитку культур мікроорганізмів-деструкторів [6]

Швидкість зміни кількості мікроорганізмів в режимі його зростання (у експоненціальній фазі) лінійно пов'язана з концентрацією кліток в системі:

$$\frac{dN}{dt} = \mu N \quad (46)$$

де N – кількість кліток; μ – коефіцієнт пропорційності, що одержав назву питомої швидкості росту:

$$\mu = \frac{1}{N} \times \frac{dN}{dt} \quad (47)$$

В більшості випадків значення питомої швидкості росту залежить від концентрації лімітуючого субстрата S і ця залежність може бути представлена у формі:

$$\mu(S) = \frac{\mu_m S}{K_S + S} \quad (48)$$

де μ_m – гранична максимальна питома швидкість росту; K_S – параметр, що одержав назву константи спорідненості субстрату до мікроорганізму.

Зростання мікроорганізмів і одночасне споживання субстрату описуються рівнянням диференціальними лінійними першого порядку:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m N}{Y_{N/S}} \quad (49)$$

У системах, в яких лімітуючим чинником є концентрація субстрату, залежність питомої швидкості росту μ або швидкості споживання лімітуючого субстрату S від його концентрації часто описуються гіперболічною функцією [6]:

$$\mu(s) = Y_{N/S} \frac{\mu_m S}{K_S + S} \quad (50)$$

$$v = v_{max} \frac{S}{K_S + S} \quad (51)$$

де v – швидкість споживання субстрату (мг/кг за добу, або мг/л за добу); μ_m , v_{max} – відповідно максимальні питомі швидкості росту мікроорганізмів і споживання субстрату в умовах нелімітованого концентрацією субстрату (мг/кг за годину, або мг/л за годину); $Y_{N/S}$ – витратний коефіцієнт (приріст біомаси на одиницю спожитого субстрату).

За відсутності обмежень на відносно доступному і нетоксичному ксенобіотику зростання мікроорганізмів описується кривій зростання (рис. 7а, крива 1) з фазою лага (фазою адаптації), зростанням по експоненті, стаціонарним станом при вичерпанні субстрату,

відмиранням (лізисом) клітин. Відповідно змінюється концентрація субстрату (рис. 7б, крива 1) [3].

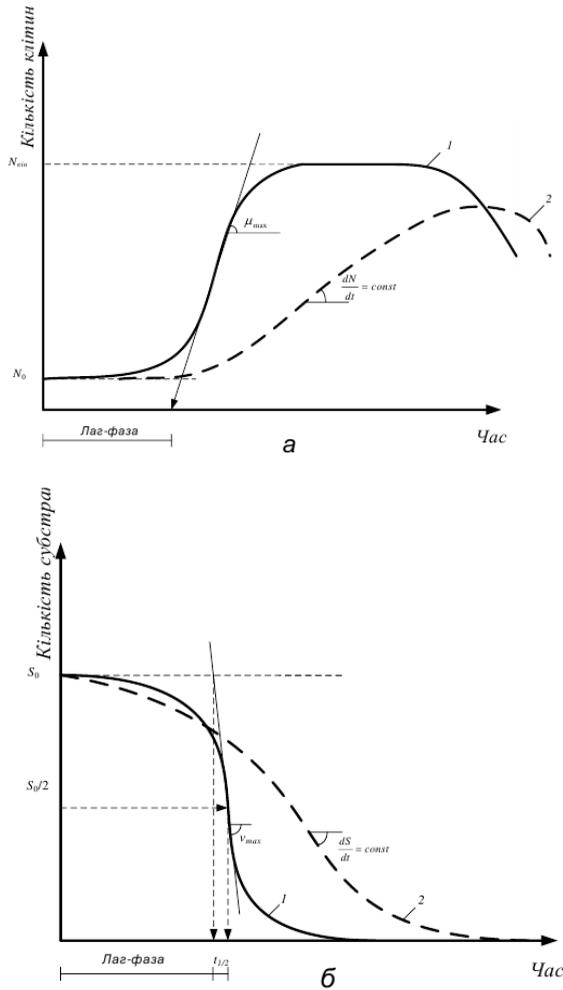


Рис. 7. Криві зростання мікроорганізмів (а) і споживання субстрату-ксенобіотика (б): 1 – зростання мікроорганізмів і спад ксенобіотика за відсутності лімітації субстратом; 2 – зростання мікроорганізмів і споживання ксенобіотика за наявності транспортних (дифузійних) обмежень [3]

При біодеградації ксенобіотиків в природних середовищах за тривалість фази лага приймають час, необхідне мікроорганізмам для розкладання приблизно 10% субстрату [6].

У фазі лага при адаптації мікробної популяції відбувається синтез ферментів, що здійснюють біодеградацію або засвоєння ксенобіотика. Лаг-фаза досить тривала. Тривалість її залежить від фізіологічної активності і генетичних особливостей мікроорганізмів, оскільки ферменти, що впливають на ксенобіотики, і їх аналоги індукцйбельні або знаходяться під контролем складних регуляторних механізмів. При повторному попаданні ксенобіотика в дане місце локації адаптаційний період зменшується. Адаптація популяції може зберігатися декілька місяців після вичерпання субстрату. У аеробних процесах лінійне зростання найчастіше обумовлене дефіцитом кисню із-за низької швидкості його доставки до кліток унаслідок малої розчинності у воді. Відповідно лінійно зростає вміст субстрата-ксенобіотика в середовищі (рис. 7 б, крива 2) [6]. Низька розчинність субстрата або повільне його вивільнення із зв'язаного стану також часто обумовлюють лінійну динаміку зниження змісту ксенобіотика. При скріпленні субстрата в середовищі нерухомими фазами знижується доступна для кліток концентрація його і сповільнюється швидкість росту унаслідок збільшення фази лага і/або зменшення питомої швидкості росту мікроорганізмів [3, 6].

Зростання мікроорганізмів на середовищах, що містять субстрати-отрути, відрізняється від зростання на легко засвоюваних субстратах тим помітніше, чим токсичніше субстрат. Для опису залежності $\mu = f(S)$ для субстратів-отрут найчастіше користуються рівнянням Холдейна:

$$\mu = \frac{\mu_{max}}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_i}} \quad (52)$$

де K_i - константа інгібування росту субстратом.

При збільшенні концентрації токсичного субстрата в середовищі тривалість фази лага зростає і при певній концентрації стає нескінченною. У цих умовах мікроорганізми можуть зберігати життєздатність, але не розмножуватися – енергія, вивільнена при розкладанні субстрата, витрачається на підтримку життєздатності популяції без приросту біомаси і збільшення чисельності.

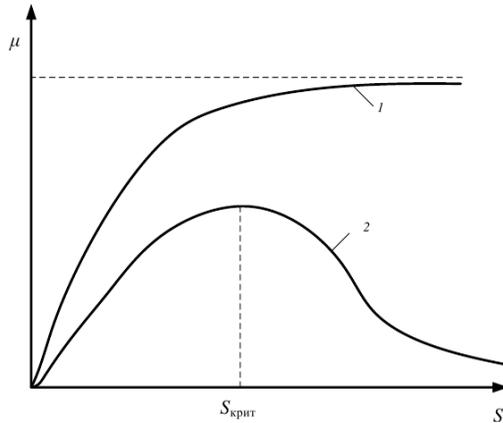


Рис. 8. Залежність швидкості споживання токсичного субстрату від його концентрації в середовищі: 1 – класична крива (описувана рівнянням Моно); 2 – крива зростання з урахуванням інгібування субстратом-ксенобіотиком (описувана рівнянням Холдейна) [3]

Іноді зростання мікроорганізмів на токсичних субстратах може нагадувати автокаталітичний процес. У міру зниження концентрації субстрату-отрути в середовищі час генерації мікроорганізмів спочатку знижується, проходить через оптимум, а потім у міру убавання субстрату зростає (рис. 8, крива 2).

При зростанні на токсичних субстратах мікроорганізми відмирають швидше, ніж при зростанні на нетоксичних субстратах. В цьому випадку потрібні великі витрати енергії на підтримку клітинного метаболізму, тому клітки переходять в стадію спокою без запасу резервних речовин, тобто ослабленими. Якщо ростовий субстрат одночасно і трансформований, то максимумами швидкостей росту і процесу трансформації можуть співпадати (рис. 9, криві 1, 3). Що проте максимальна трансформує активність найчастіше доводиться на фазу сповільненого зростання (рис. 9, криві 2, 4).

У разі присутності в середовищі одночасно ксенобіотика і доступніших субстратів останні можуть споживатися біодеструкціями і при цьому по різному впливати на асиміляцію ксенобіотика:

1. Можливо одночасне споживання ксенобіотика з доступнішими субстратами. В цьому випадку ксенобіотик швидко зникає в замкнутій системі або не накопичується у відкритій.

2. Можливо прискорення утилізації ксенобіотика, якщо присутні субстрати стимулюють синтез чинників зростання або ферментів підготовчого метаболізму ксенобіотика.

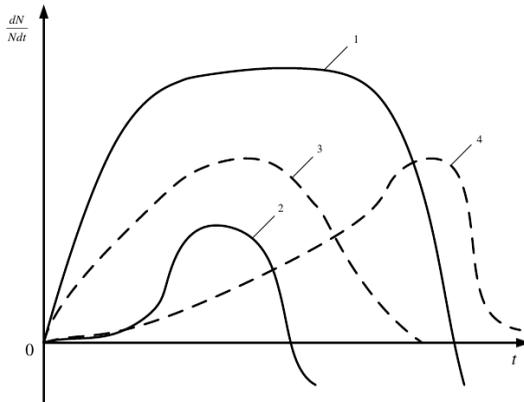


Рис. 9. Криві зростання популяції і трансформації субстрату при споживанні ксенобіотика: 1,2 – швидкості росту мікроорганізмів; 3, 4 – швидкість споживання субстрату-ксенобіотика; 1,3 – швидкостей росту і трансформації співпадають; 2, 4 – швидкість зростання випереджає швидкість трансформації [3].

3. Доступніші для клітки органічні сполуки можуть гальмувати утилізацію ксенобіотика в результаті катаболічної репресії і катаболітного гальмування. В цьому випадку ксенобіотик почне утилізуватися тільки після вичерпання доступніших сполук. Подолати діауксію можна, одержавши мутанти, що втратили регуляторні механізми катаболічної репресії [6].

При деградації ксенобіотиків в режимі кометаболізма можливі наступні варіанти [6]:

1. «Субстрат – індуктор ферментів підготовчого метаболізму і джерело живлення; ксенобіотик – не індуктор, але може служити додатковим джерелом живлення (косубстратом). В цьому випадку з'єднання утилізувалися одночасно.

Субстрат закінчується, але мікроорганізми продовжують утилізувати ксенобіотик, проте його метаболізм протікає повільніше і у відсутності ростового субстрата може припинитися або змінитися неповною його трансформацією.

2. Субстрат – індуктор і джерело живлення; ксенобіотик (косубстрат) – не індуктор і не джерело живлення. Така ситуація характерна для трансформації з'єднань які містять галогени при зростанні на негалогенованих субстратах-аналогах. Відбувається часткове перетворення косубстрата і накопичення продуктів трансформації.

Після утилізації субстрата зростання мікроорганізмів припиняється, але в результаті дії індукованої ферментної системи

трансформація косубстрата ще продовжується. В результаті накопичення токсичних інтермедіатів прискорюється гальмування деградації ксенобіотика» [6].

Склад середовищ для культивування мікроорганізмів-деструкторів нафти

Мінеральне середовище для розвитку бактерій-деструкторів (г^{-1}): 5,0 NaNO_3 ; 0,86 Na_2HPO_4 ; 0,56 KH_2PO_4 ; 0,37 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,17 K_2SO_4 ; 0,007 $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$. 25 $\text{мл} \cdot \text{л}^{-1}$ розчину мікроелементів, який включав ($\text{г} \cdot \text{л}^{-1}$): 2,32 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$; 1,0 EDTA; 0,66 KI; 0,4 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,39 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; 0,004 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. рН доводили до 7,0 [10].

Середовище для бактерій ($\text{г} \cdot \text{л}$): 5,0 NaCl; 3,0 Na_2HPO_4 ; 2,0 NH_4Cl ; 2,0 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,1 KH_2PO_4 ; 0,02 $\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$; 0,01 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,01 $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 1% дизельного пального.

Середовище для дріжджів ($\text{г} \cdot \text{л}$): 5,0 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; 0,85 K_2HPO_4 ; 0,5 MgSO_4 ; 0,15 KH_2PO_4 ; 0,1 CaCl_2 ; 0,1 NaCl; 1% дизельного пального.

Агар Чапека ($\text{г} \cdot \text{л}$): 3,0 NaNO_3 ; 1,0 KH_2PO_4 ; 0,5 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,5 Cl; 0,01 FeSO_4 ; 1% дизельного пального.

Для виділення та подальшого культивування бактеріальних агентів застосовували агар Бушнелла-Хааса, який мав такий склад ($\text{г} \cdot \text{л}$): 1,0 KH_2PO_4 ; 1,0 K_2HPO_4 ; 1,0 NH_4NO_3 ; 0,2 MgSO_4 ; 0,05 FeCl_3 ; 0,02 CaCl_2 . Додавали 10 мл сирої нафти, 15 г агару. рН доводили до оптимального значення 7,2 [13].

Визначення ефективності біодеградації вуглеводнів [4]

Вага контрольного зразку сухої нафти, одержаного з початкових 2 мл речовини, становила 0,131 г. Вага сухого залишку нафти, отриманого через 2 тижні від початку дослідження з поживного середовища без внесених мікроорганізмів складала 0,121 г. За період експерименту з середовища природним чином випаровується 7,6% нафти.

Зразок нафти, що піддавався впливу бактеріальної культури, після висушування мав вагу 0,099 г. Загальний відсоток біодеградації нафти згідно з формулою (53) складав 24,43%, проте при врахуванні рівня випаровування ефективність біодеградації нафти ізолятами *Pseudomonas spp.* становила 16,8%.

$$\text{Відсоток біодеградації} = \left(\frac{\text{вага контролю} - \text{вага зразка}}{\text{вага контролю}} \right) \times 100 \% \quad (53)$$

Висушений зразок нафти, одержаний після культивування в колбі з мікроміцетами, відзначався вагою 0,103 г. Обрахунки проводили аналогічним чином і відповідно до них загальний показник біодеградації

знаходився на рівні 21,4%, а ефективність деструкції нафти грибними агентами *Aspergillus spp.* складала 13,7%.

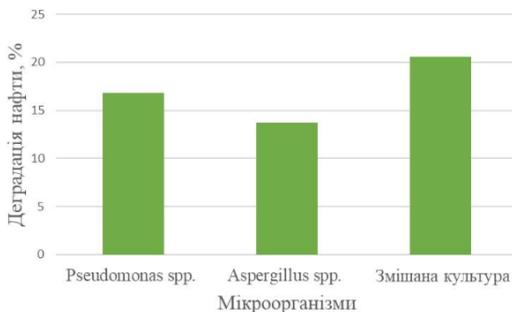


Рис. 10. Ефективність біодеградації нафти ізолятами *Pseudomonas spp.*, *Aspergillus spp.* та змішаною культурою мікроорганізмів [4].

При використанні змішаної культури бактерій та мікроміцетів (1:1) вага сухого залишку знизилась на 28,2% (з 0,131 г до 0,094 г). В свою чергу, ефективність деструкції з врахуванням природного випаровування становила 20,6%. Це може бути пов'язано з підвищенням ефективності при синергетичній взаємодії мікроорганізмів, а також властивістю розкласти більше типів вуглеводнів. Як відомо, *Pseudomonas spp.* краще розщеплює алкани, а *Aspergillus spp.* – навпаки. Мікроміцет приймає участь в деструкції ПАВ і асфальтенових сполук, проте деградація простих вуглеводнів є не настільки результативною.

Рекомендована література [1, 3, 4, 7, 10, 11, 14, 13, 15].

Тема 10. Вивчення інноваційних методів та технологій очищення стічних вод від фармацевтичних препаратів.

Велика кількість лікарських засобів населенням повністю не використовується і потрапляє транзитом через каналізаційні очисні споруди до природних джерел водопостачання і далі через водоочисні споруди в якості питної води до споживачів. Джерела надходження ОМЗ у навколишнє середовище наведені на рис. 11. Підтвердження цього є дослідження німецьких хіміків Томас Хеберер і Ганс-Юрген Стан які виявили в ґрунтових водах Німеччини та Швейцарії значні кількості популярного в Європі препарату для зниження вмісту холестерину в крові.

суміші, що містять одночасно декілька фармацевтичних препаратів які можуть взаємодіяти один з одним та призводити до синергічного ефекту токсичності. Зокрема, одночасна присутність у воді диклофенаку, ібупрофену, напроксену та ацетилсалцилової кислоти призводить до синергічного ефекту токсичності.

Слід зазначити, що традиційне окреме використання фізичних, хімічних та біологічних методів очищення не є ефективним при видаленні ОМЗ. Біологічне очищення є недорогим, але неефективним для синтетичних забруднюючих речовин, таких як барвники, оскільки вони стійкі до аеробного біорозкладання. Хімічна обробка призводить до утворення токсичних побічних продуктів і менш ефективна.

Найбільш ефективними для видалення нових забруднюючих речовин, ніж окремі методи, виявилися гібридні системи. Проте вони мають проблеми, пов'язані з часом, енергією та вартістю.

Різні етапи очищення стічних вод фармацевтичної промисловості включають попередню, первинну, вторинну та третинну обробку.

1. Попередня та первинна обробка: ця стадія зазвичай включає фізичні та хімічні методи обробки, такі як скринінг, седиментація та коагуляція-флокуляція, флотації для видалення зважених твердих частинок, олій та великих органічних молекул. Буферні резервуари також можуть використовуватися для гомогенізації потоку стічної води та зменшення коливань її складу. Цей метод знижує біохімічне споживання кисню (БСК) на 5–40%, вміст усіх плаваючих частинок на 50–70%, а олій та жирів – до 65%.

2. Вторинна (біологічна) очистка: Біологічні процеси, такі як процес активного мулу або MBBR, використовуються для видалення органічних речовин, що біологічно розкладаються. Однак фармацевтичні стічні води часто є складнішими через наявність у них сполук, що не піддаються біологічному розкладу, або інгібіторів. Удосконалені системи MBBR, які забезпечують більшу площу поверхні для спеціалізованих мікробних спільнот, використовуються для розщеплення складних сполук в аеробних або анаеробних умовах. Цей метод модифікує органічні речовини і перетворює їх на стабілізовану форму шляхом окислення або нітрифікації. При використанні тривалої аерації (1-3 доби), біологічні методи показали ступінь очищення за БСК₅ 90...96%. Збільшення ефекту очищення стоків фармацевтичних підприємств можна досягти шляхом використання таких заходів: концентровані стічні води фармацевтичного підприємства розбавляти міськими стічними водами у 4-5 разів; використовувати дво- або триступеневі технології біологічного очищення з сумарною ефективністю 90...95%; дозувати сполуки неорганічного фосфору в аеротенки при очищенні стічних вод від антибіотиків, оскільки його кількість у стічних водах фармацевтичних виробництв дуже мала; підвищувати температуру стічних вод до 35°C, що дозволяє збільшити ефективність очищення понад 90% тощо.

3. Третинна обробка та розширена обробка: Третинна обробка може включати передові методи, такі як озонування, фільтрація активованим вугіллям, мембранні біореактори (MBR) і вдосконалені процеси окислення (AOP). Ці технології допомагають видалити сліди органічних сполук, залишкові API та інші мікрозабруднювачі, які протистоять традиційній обробці. У результаті процесу видаляється близько 99% всіх забруднюючих речовин, а вода може бути повторно використаною для зрошення та технічного водопостачання.

4. Поводження з мулом: очищення стічних вод у фармацевтичній промисловості утворює значну кількість мулу, який може містити токсичні речовини. Належне поведження з мулом, включаючи згущення, зневоднення та утилізацію (часто спалювання), має вирішальне значення.

Доступні технології очищення стічних вод фармацевтичних препаратів [16]

Коагуляція-флокуляція

Процес коагуляції-флокуляції ефективний для видалення колоїдних або завислих частинок дисперсних барвників із забарвлених стічних вод. У цьому методі коагулянти, такі як вапно ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), сульфат заліза ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), сульфат алюмінію ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) та хлорид заліза ($\text{FeCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), зв'язуються із забруднювальними речовинами. Повідомлялося про використання сульфату алюмінію ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) для видалення фармацевтичних препаратів, таких як бетаксол, хлордіазепоксид, бромазепам, варфарин та гідрохлортіазид, методом коагуляції-флокуляції. Цей метод зменшує кількість зважених частинок, колоїдних частинок та барвників у стічних водах.

Адсорбція - одна з найбільш ефективних технологій очищення стічних вод завдяки високій ефективності та простоті експлуатації, низькій собівартості, легкості регенерації, адаптивності та технічній здійсненності без утворення шкідливих побічних продуктів. Для видалення нових забруднюючих речовин застосовувалися різні типи адсорбентів, наприклад, торф, бамбуковий пил, хітозан, силікагель, активоване вугілля, зола, цеоліти, металоорганічні каркаси, нанoadсорбенти, наприклад, вуглецеві нанотрубки та графен [17].

Активоване вугілля широко використовується як традиційний адсорбент завдяки високій пористій поверхні, зручному складу пор і термостабільності для видалення барвників і фармацевтичних препаратів, наприклад, 17β -естрадіолу, 17α -етинілестріадіолу, бісфенолу А та фторхінолонового кофейну зі стічних вод [12].

Мембранна технологія – це фізичний метод, який застосовується для видалення нових забруднюючих речовин із водних систем. Мембранна фільтрація поділяється на ультрафільтрацію (УФ), нанофільтрацію (НФ), мікрофільтрацію (МФ), прямий осмос (ПО) та зворотній осмос (ЗО).

Основні мембранні процеси, включаючи прямий та зворотній осмос, здатні знизити вміст нових забруднюючих речовин більш ніж на 99%

Мікрофільтрація має діапазон розмірів частинок від 0,1 до 10 мкм і зазвичай працює при атмосферному тиску, але не може ефективно видаляти забруднюючі речовини розміром більше 1 мкм.

Метод ультрафільтрації працює при низькому тиску для видалення колоїдних, зважених або розчинених забруднюючих речовин залежно від типу мембрани та типу забруднюючої речовини. УФ-фільтрація має розмір пор в діапазоні 0,001-0,1 мкм, що більше, ніж розчинені гідратовані іони металів, тому вони легко проходять через неї.

Нанофільтраційні мембрани мають діапазон розмірів пор від 1 до 10 нм і виявляють високу ефективність при видаленні ендокринних розкладачів залежно від типу мембрани і забруднюючої речовини. Нанофільтрація може використовуватися для видалення фармацевтичних препаратів та природних гормонів, таких як протизапальні препарати, сульфаніаміди та фторхінолонові антибіотики, тестостерон, естрадіол та прогестерон [17].

Зворотний та прямий осмос залежать від градієнтів осмотичного тиску та використовують напівпроникні мембрани для ефективного видалення із води розчинених частинок розміром до 1 нм.

Озонування. Озон є надзвичайно ефективним окислювачем і має потенціал для видалення органічних та неорганічних сполук із промислових стічних вод. Попереднє окиснення значно сприяє біологічній деградації, тоді як подальше окиснення покращує якість стічних вод. Обмеженнями озонування є низька розчинність, стабільність та короткий період напіврозпаду. Озонування з використанням O_3/H_2O_2 та каталітичне озонування досліджувалися для генерації гідроксильного радикалу, який ефективно видаляв органічні забруднювачі, такі як антибіотики, протизапальні препарати, бета-блокатори, ліпідні регулятори та їх метаболіти, природний естроген естрон, протиепілептичний препарат.

Фентоновський процес. Реакція між двовалентним залізом та перекисом водню називається реакцією Фентона. Метод Фентона використовується для видалення органічних забруднювачів, таких як феноли, реактивні барвники та пестициди. Фентоновський процес відрізняється низькою вартістю, оскільки не потребує енергії для активації H_2O_2 , є екологічно чистим, простим в управлінні та ефективним для видалення органічних забруднювачів.

Удосконалені процеси окислення (AOP-технології). Засновані на генерації гідроксильних (ОН) або сульфатних радикалів для окислення ЕК, при цьому іноді для підвищення ефективності видалення використовуються озон та УФ-випромінювання. Для досягнення конкретної мети (дезінфекції, деструкції, окиснення, видалення

забруднень) схеми AOP можуть бути використані в різних комбінаціях: $\text{УФ}+\text{H}_2\text{O}_2$; $\text{O}_3+\text{H}_2\text{O}_2$; $\text{O}_3+\text{H}_2\text{O}_2+\text{УФ}$ (табл. 3).

Таблиця 3

Основні процеси та можливі рішення AOP-технологій

AOP	Процес	Мета обробки
Складові	УФ	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Знезараження. ▪ Руйнування специфічних чутливих до УФ-опромінювання забруднень.
	O_3	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Знезараження. ▪ Руйнування легкоокиснюваних органічних речовин.
	H_2O_2	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Необхідний для утворення OH^{\bullet}-радикалів у воді. ▪ Знезараження.
	$\text{УФ}+\text{H}_2\text{O}_2$	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Фотохімічні процеси. ▪ Утворення OH^{\bullet}-радикалів у воді. ▪ Знезараження.
Можливі рішення	$\text{O}_3+\text{H}_2\text{O}_2$	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Руйнування легкоокиснюваних речовин у воді. ▪ Утворення OH^{\bullet}-радикалів у воді. ▪ Знезараження.
	$\text{O}_3+\text{H}_2\text{O}_2+\text{УФ}$	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Фотохімічні процеси. ▪ Руйнування легкоокиснюваних речовин у воді. ▪ Утворення OH^{\bullet}-радикалів у воді.

Фотолітичний хімічний процес

Ультрафіолетова лампа (УФ): У цьому процесі окислювач, такий як H_2O_2 , ініціюється УФ-випромінюванням для утворення OH^{\bullet} і може ефективно розкласти мікробіодружечі, на що можуть впливати різні параметри, такі як рН, структура барвника, склад стічних вод і інтенсивність УФ-випромінювання. Як правило, УФ-процес відбувається за стандартної довжини хвилі 254 нм при низькому тиску. Пілотна установка з $\text{УФ}/\text{H}_2\text{O}_2$, що виробляє гідроксильний радикал для очищення стічних вод, досягла 98% видалення мекопропу та диклофенаку.

Фото-фентонівський процес: У цьому процесі утворення гідроксильного радикала покращується УФ-світлом у присутності Fe та ефективно розкладає стічні води. Видалення численних етиленкарбонатів, таких як фармацевтичні препарати, бета-блокатори та пестициди, за винятком триклозану, за допомогою фотофентонівського процесу значно підвищується (95–100%).

САМОСТІЙНА РОБОТА

Самостійна робота здобувача вищої освіти є невід’ємною складовою освітнього процесу. Це основа навчання, спрямована на формування самостійності майбутнього фахівця, уміння здійснювати самостійний

пошук, системний аналіз та узагальнення навчально-методичної та наукової інформації, професійно важливих дій до самопідготовки у процесах виробничої практики, здатності приймати конструктивні рішення тощо.

Метою самостійної роботи є підвищення конкурентоспроможності майбутніх фахівців на світовому ринку праці через формування їхніх вмінь та ключових навичок.

Підсумком самостійної роботи над вивченням дисципліни «Біотехнології очищення води» є складання письмового звіту за питаннями, що не розглядаються під час аудиторних занять.

Завдання для самостійної роботи

1. Шляхи забруднення та заходи по збереженню та відновленню чистоти водойм.
2. Вплив фізико-хімічних факторів на життєдіяльність мікроорганізмів.
3. Вода як реагент.
4. Біологічний синтез молекул води.
5. Аеробні та анаеробні технології біологічного очищення води і стічних вод.
6. Технології анаеробного очищення стічних вод з гранульованим активним мулом.
7. Методи визначення біомаси бактерій.
8. Локальне очищення промислових стічних вод від антибіотиків.
9. Проблеми очищення стічних вод заводів з виробництва тетрацикліну.
10. Аналіз та застосування сучасних технологій на основі природного біоценоза з можливістю управління біотехнологічними процесами.
11. Біологічне очищення води та еволюція.
12. Взаємодії мікроорганізмів у біотичних угрупованнях.
13. Конкурентні взаємодії та адаптаційні стратегії мікроорганізмів.
14. Мікробіоценози прісних водойм.
15. Мікроорганізми та важкі метали.
16. Типи біодеградації пестицидів мікроорганізмами.
17. Біологічна деноксація хімічних патогенів у водному середовищі.
18. Забруднення водних екосистем антибіотиками та їх вплив на біоценоз водойм.
19. Санітарні умови скиду стічної води у природні об'єкти.

Оформлення звіту про самостійну роботу

Підсумком самостійної роботи над вивченням дисципліни є складання письмового звіту за темами, вказаними в пункті «Завдання для самостійної роботи».

Звіт оформлюється на стандартному папері формату А4 (210x297) з одного боку. Поля: верхнє, праве – 10 мм, нижнє – 17 мм, лівє – 20 мм. У тексті повинні бути зазначені посилання на використану літературу.

Звіт може бути рукописним або друкованим і виконується українською мовою.

На титульній сторінці звіту мають бути зазначені назва кафедри, тема самостійної роботи, прізвище та ініціали здобувача вищої освіти, група, прізвище та ініціали викладача, який приймає роботу, посада.

Загальний обсяг звіту – 10-15 сторінок. Звіт включає план, основну частину, висновки, список використаної літератури та додатки.

Здача звіту про самостійну роботу відбувається у терміни, спільно обумовлені викладачем і здобувачем вищої освіти.

Рекомендована література

Базова

1. Екологія мікроорганізмів : підручник / Гуменюк І. І, Левішко А. С., Цвігун В. О., Мазур С. О., Дем'янюк О. С, Маменко П. М. ; за науковою ред. д.с.-г.н., професора О. В. Шерстобоевої. Київ : Видавництво Ліра-К, 2025. 324 с.
2. Ковальчук В. А. Очистка стічних вод : навч. посіб. Рівне : ВАТ «Рівненська друкарня», 2002. 622 с. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/15447/>
3. Кричківська Л. В. Процеси та апарати біологічної очистки та дезодорації газоповітряних викидів : монографія / Л. В. Кричківська, О. В. Шестопапов, Г. Ю. Бахарєва, К. В. Слісь. Харків : НТУ «ХП», 2013. 200 с.
4. Нагорна А. А. Мікроорганізми-деструктори нафтових відходів. Бакалаврська кваліфікаційна робота. НУБІП КІЇВ-2025. 58 с.
5. Сахно Т. В., Семенов А. О. Біотехнологія води (water biotechnology) : навчальний посібник. Полтава : ПУЕТ, 2020. 85 с.
6. Біотехнологічний захист та охорона навколишнього середовища : навчальний посібник / О. В. Шестопапов, І. В. Пітак, Т. Б. Новожилова та ін. X. : Технологічний центр, 2016. 218 с.

Нормативно-правова

7. ДБН В.2.5-75:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. Київ, Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, 2013. 128 с. [Чинний від 2014-01-01].
URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0056-18#Text>
8. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами (Затв. Постановою Кабміну України від 25.03.1999. N 465. Із змінами,

внесеними згідно з Постановою КМ N 748 (748-2013-п) від 07.08.2013.
URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/465-99-%D0%BF#Text>

9. Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення : Наказ № 316 від 01.12.2017 р.; зареєстровано в Міністерстві юстиції України 15.01.2018 р., № 56/31508. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0056-18#Text>

Допоміжна

10. Ali N., Khanfer M., Al-Awadhi H. Indigenous oil-degrading bacteria more efficient in soil bioremediation than microbial consortium and active even in super oil-saturated soils. *Frontiers in Microbiology*. 2022. P. 178–191.
11. Godheja J., Shekhar S. K., Siddiqui S. A., Modi D. R. Xenobiotic compounds present in soil and water: *A review on remediation strategies, Journal of Environmental Analytical Toxicology*. 2016. Vol. 6. P. 1–18.
12. Gogoi A, Mazumder P, Tyagi VK, Chaminda GT, An AK, Kumar M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment. *A review. Groundwater for Sustainable Development*. 2018;6. P. 169–180. DOI: 10.1016/j.gsd.2017.12.009
13. Gopinathan R., Prakash M., Bharathirajan R. An experimental study for crude oil biodegradation in contaminated soil. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2012. P. 12–16.
14. Nagata Y. Special Issue: Microbial Degradation of Xenobiotics. *Microorganisms*. 2020. Vol. 8(4). P. 487. URL: <https://doi.org/10.3390/microorganisms8040487>
15. Sabliy L., Kuzminskiy Y., Zhukova V., Kozar M., Sobczuk H. New approaches in biological wastewater treatment aimed at removal of organic matter and nutrients. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2019. Vol. 26(2). P. 331–343. URL: <https://doi.org/10.1515/eces-2019-0023>
16. Tahira Mahmood, Saima Momin, Rahmat Ali, Abdul Naeem, Afsar Khan. Technologies for Removal of Emerging Contaminants from Wastewater. Submitted: 18 February 2022 Reviewed: 11 March 2022 Published: 12 May 2022. DOI: 10.5772/intechopen.104466
17. Tran NH, Reinhard M, Gin KYH. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*. 2018;133. P. 182–207. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.029

Мікроорганізми-деструктори органічних токсикантів

Ксенобіотики	Види мікроорганізмів
Хлортолуол, 2-хлортолуол, 3-хлортолуол 3,4-діхлорбензоат, 4-хлорбензоат 2,4-ДХБ, 2,4-діхлорфенол, 2,4,5-Т пентахлорфенол, фторбензойна кислота	Бактерії <i>Pseudomonas cepacia</i> , <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Ps. aeruginosa</i>
Фтор-, хлор-, бром і йодбензоати	<i>Pseudomonas fluorescens</i>
2-ХБ, 3-ХБ, 4- хлорфеноксиацетат	Гриби <i>Aspergillus niger</i>
Монохлорфенол, монохлорбензоат	Бактерії рр. <i>Nocardia</i> , <i>Artrobacter</i> sp.
2,3,4,6-тетрахлорфенол	Бактерії <i>Artrobacter</i> sp.
Нітрохлорбензол, динітрохлорбензол	Бактерії <i>Arthrobacter simplex</i>
4-хлор- и 2,4-дихлорфенол	Бактерії <i>Rhodococcus opacus</i>
Ліндан	Бактерії <i>Clostridium</i> sp.
ДДТ, 2,4-Д, о-хлорфенол, далапон	Бактерії <i>Clostridium</i> sp.
ДДТ	Гриби <i>Fusarium oxysporium</i>
п-Нітрохлорбензол і динітрохлорбензол	Гриби <i>Trichoderma viride</i> , <i>Fusarium aquaeductum</i>
Елдрін, пентахлорфенол	Бактерії <i>Micrococcus</i> sp.
4-Хлорбифеніл	Бактерії рр. <i>Alcaligenes</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Klebsiella</i>
3-ХБ, бромо- та йодобензоати	Бактерії <i>Dehalobacter restrictus</i>
Тетрахлоретилен	Бактерії <i>Degalospirillum</i> <i>multivorans</i>

Переваги та недоліки технологій очищення стічних вод

Технології очищення	Основні методики	Переваги	Обмеження
Проціджування	Грубе проціджування: видаляє тверді частинки розміром <6 мм	Мінімізує можливість блокування технологій очищення	Неефективний у видаленні ендотеліальних клітин
	Тонке проціджування видалення забруднень розміром від 0,001 до 6 мм	Ефективність регулюється зміною товщини отворів сита. Рекомендується регулювати температуру процесу Менш дорогий та менш складний процес	Сита необхідно очищати через засмічення
Адсорбція	Процес видалення розчинних речовин поверхневим шаром твердого тіла	Здатний до видалення ендотеліальних клітин Ефективне видалення Може сприяти іншим процесам очищення	Накопичення ціанотоксину в адсорбенті Важко видалити невідомий тип забруднюючих речовин, оскільки адсорбентам притаманно вибірковість до забруднюючих інгредієнтів
Біосорбція	Імобілізація мікроорганізмів на абсорбентах	Ефективне очищення Спеціальне видалення певних мікробіальних клітин	Абсорбенти необхідно очищати через певні проміжки часу