

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

03-06-185М

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

до вивчення лекційного курсу з навчальної дисципліни
«Сучасні біотехнології в галузі очищення води»
для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня за
освітньо-професійною програмою «Біотехнології»
спеціальності G21 «Біотехнології та біоінженерія»
денної форми навчання

Рекомендовано
науково-методичною радою
з якості ННІ БАД
Протокол № 1 від 28.08.2025 р.

Рівне – 2025

Методичні вказівки до вивчення лекційного курсу з навчальної дисципліни «Сучасні біотехнології в галузі очищення води» для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня за освітньо-професійною програмою «Біотехнології» спеціальності G21 «Біотехнології та біоінженерія» [Електронне видання] / Квартенко О. М. – Рівне : НУВГП, 2025. – 97 с.

Укладач: Квартенко О. М., д.т.н., доцент, професор кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи.

Відповідальний за випуск: Мартинов С. Ю., д.т.н., професор, завідувач кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи.

Керівник групи забезпечення ОП:
G21 «Біотехнології та біоінженерія»

Грицина О. О.

© О. М. Квартенко, 2025
©НУВГП, 2025

ЗМІСТ

	Вступ	3
1	Тема 1. Біохімія та біотехнологія води. Біологічні аномалії води.	4
2	Тема 2. Вплив науково-технічного розвитку суспільства на стан водних ресурсів. Нові складові техногенного забруднення джерел водопостачання. Сучасні технології для очищення поверхневих вод.	4
3	Тема 3. Біологічна предочистка поверхневих вод на основі природнього біоценоза. Біоконвеєрні технології відновлення якості води.	14
4	Тема 4. Біологічне очищення підземних вод.	22
5	Тема 5. Біотехнологія стічних вод.	29
6	Тема 6. Багатостадійне біологічне очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств.	42
7	Тема 7. Методи біологічної очистки стічних вод.	42
8	Тема 8. Очищення стічних вод в аеротенках.	47
9	Тема 9. Очищення стічних вод на біофільтрах.	55
10	Тема 10. Анаеробне біологічне очищення.	63
11	Тема 11. Видалення біогенних елементів зі стічних вод. Біотехнології видалення азоту.	72
12	Тема 12. Видалення біогенних елементів зі стічних вод. Біологічне видалення фосфору.	77
13	Тема 13. Сучасні технології очищення висококонцентрованих стічних вод.	86
14	Тема 14. Технологічні схеми багатостадійної біологічної очистки стічних вод від населених пунктів та виробничих підприємств.	95
15	Тема 15. Осади, що утворюються при традиційному механо-біологічному очищенні стічних вод.	95
	Рекомендована література	95

ВСТУП

Основною метою даних методичних вказівок є надання здобувачам теоретичних знань та практичних навичок з біотехнології в галузі очищення природних, оборотних та стічних вод; вивчення основ біохімії та біотехнології води в умовах антропогенного забруднення водоймищ; аналізу основних способів очищення, заснованих на використанні мікроорганізмів та інших гідробіонтів; розробки біотехнологій та керування технологічними процесами біологічного очищення води при відмінності якісного та кількісного складу забруднювачів; до проєктування, розрахунку очисних споруд.

Тема 1 Біохімія та біотехнологія води. Біологічні аномалії води.
Вода як субстрат та метаболіт. Біологічний синтез молекул води. Біодеструкція води [3]. Порівняльна характеристика технологій водоочищення для різних джерел води.

Загальна характеристика та класифікація природних та стічних вод. Фізико-хімічні та біологічні властивості. Структура молекули води. Аномальні властивості води, їх причини та значення для життєдіяльності водних організмів [1, 3, 17].
Вода як субстрат та метаболіт. Біологічний синтез молекул води [1, 3].

Рекомендована література [1, 3, 17].

Тема 2. Вплив науково-технічного розвитку суспільства на стан водних ресурсів. Нові складові техногенного забруднення джерел водопостачання. Сучасні технології для очищення поверхневих вод.

Сучасне техногенне суспільство чинить значний антропогенний вплив на навколишнє середовище. Тільки за останні п'ятдесят років людство створило більш ніж 100 мільйонів нових органічних та неорганічних сполук. Значна частина з них надходить до навколишнього середовища із недостатньо очищеними стоками промислових підприємств та населених

пунктів, інфільтраційними водами з сільськогосподарських угідь, утворюються при розливів нафти та нафтопродуктів на водних акваторіях та ґрунтах. До найбільш поширених та небезпечних забруднень слід віднести: сполуки амонійного нітрогену, фосфору, фенолів, нафту та нафтопродукти, пестициди, галогеновмісні органічні сполуки, поверхнево активні речовини (ПАР), поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), хлорорганічні сполуки. Традиційні методи та технологій водоочищення зазвичай не спроможні ефективно вилучати наведені вище поллютанти (табл. 1).

Таблиця 1

Ефективність очищення води, яка містить забруднення антропогенного походження, на традиційних очисних спорудах

Назва показників	Концентрації у вхідній воді, мг/дм ³	Ефект очистки, %	Гранично допустимі концентрації (ДержСанПін)
Нафтопродукти	1-5	20-40	0,1
Феноли	0,05-0,2	Не видаляються – 5	0,001
ПАР	1,5-2,5	25-50	0,5
Пестициди:			
Хлорорганічні	0,02-0,1	80-95	0,002
ДДТ			
Фосфорорганічні:			
тіофос		Не видаляються	0,003
карбофос	1-5	50	0,05
метафос		10	0,02

Крім того, використання для знезараження рідкого або газоподібного хлору, при наявності у воді фенолів, призводить до утворення летючих хлорорганічних сполук.

Всі ці фактори спричинюють пошук нових або удосконалення існуючих методів та технологій. Зокрема, використання модернізованих фізико-хімічних, біологічних технологій та «передових процесів окиснення» (Advanced Oxidation Processes, AOP), або їх поєднання.

Сучасні фізико-хімічні методи та АОР технології.

При виборі АОР технології необхідно враховувати певні фактори: показники якості вхідної води; потенційна ефективність отримання гідроксильних радикалів (в залежності від обраної технології АОР); наявність інших радикалів у процесі обробки води; витрати енергії, необхідної для функціонування системи АОР; інвестиційні та експлуатаційні затрати коштів.

Проведення попередніх експериментальних досліджень є базою для обґрунтування вибору тієї чи іншої системи АОР. Для досягнення конкретної мети (дезінфекції, деструкції, окиснення, видалення забруднень) схеми АОР 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. 2).

Таблиця 2

Основні процеси та можливі рішення АОР технологій

Процес		Мета обробки
Складові АОР	УФ	Знезараження. Руйнування специфічних чутливих до ультрафіолетового опромінювання забруднень.
	Озон (O_3)	Знезараження. Руйнування легко окиснюваних органічних речовин.
	Пероксид водню (H_2O_2)	Необхідний для утворення $\text{OH}^\bullet$ -радикалів у воді.
	$\text{УФ} + \text{H}_2\text{O}_2$	Знезараження. Фотохімічні процеси. Утворення $\text{OH}^\bullet$ -радикалів у воді.
Можливі рішення АОР	$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$	Знезараження. Руйнування легко окиснюваних речовин у воді. Утворення $\text{OH}^\bullet$ -радикалів у воді.
	$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{УФ}$	Знезараження. Фотохімічні процеси. Руйнування легко окиснюваних речовин у воді. Утворення $\text{OH}^\bullet$ -радикалів у воді.

Біологічні методи очищення води.

Можливі шляхи використання біологічного методу в якості попереднього ступеня очищення природних вод:

- руслові біоплато створюють на мілководді розширені русла каналів, через які проходить весь об'єм води;
- берегові біоплато розташовують вдовж берегових бERM (горизонтальний майданчик, уступ) каналів; призначені для захисту каналів від надходження забруднень з відкосів, виконують функції укріплення берегів;
- інфільтраційні біоплато розташовують в балочних виходах поверхневого стоку та використовують для його очистки за допомогою угруповань вищої водної рослинності;
- наплавні біоплато призначені для інтенсивного очищення поверхневого шару води в каналах, вища водна рослинність розміщується в наплавних контейнерах.

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 3 наведено перелік основних видів мікроорганізмів, здатних до утилізації нормальних та розгалужених вуглеводнів, пестицидів, ПАВ, ПАР, галогенорганічних сполук.

Розкладання нафти та нафтопродуктів.

В сучасних умовах найбільш поширеними способами біодеградації нафтопродуктів є такі:

- активація природних мікроорганізмів, здатних до окиснення нафти шляхом створення оптимальних умов до їх розвитку;
- введення в забруднене середовище активних бактерій, здатних до окиснення вуглеводнів.

Таблиця 3

"Природні" мікроорганізми деструктори ксенобіотиків [20]

Клас ксенобіотика	Мікроорганізми-деструктори
Гідроксилування стероїдів	Гриби
Ізомеризація альдоз	Бактерії pp. <i>Streptomyces</i> , <i>Arthrobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Lactobacillus</i>
Окиснювальні трансформації спиртів та вуглеводів, окислення поліолів, тіогліколів	Оцтовокислі бактерії pp. <i>Acetobacter</i> , <i>Gluconobacter</i>
Епоксидация	Бактерії pp. <i>Bacillus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Micromonospora</i> , <i>Nocardia</i> ; гриби pp. <i>Aspergillus</i> , <i>Penicillium</i>
Окиснення різноманітних вуглеводів, окиснення алканів	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Corynebacterium</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Alcaligenes</i> , <i>Arthrobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Nocardia</i> , <i>Pseudomonas</i> ; дріжджі pp. <i>Candida</i> , <i>Rhodotorula</i>
Розщеплення ПАР	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Nocardia</i> , <i>Arthrobacter</i> , <i>Alcaligenes</i>
Руйнування гідразинів	Бактерії р. <i>Alcaligenes</i>
Гідроксилування кільця ароматичних сполук	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Arthrobacter</i> ; гриби <i>Aspergillus</i>
Окиснення аміногруп	Бактерії pp. <i>Streptomyces</i>
Трансформації пов'язані з розщепленням ароматичного кільця	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Arthrobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Nocardia</i> , <i>Micrococcus</i> , <i>Rhodococcus</i> , <i>Rhodobacter</i> , <i>Mycobacterium</i> , <i>Corynebacterium</i> ; плісняві гриби
Трансформації хлорованих та поліхлорованих ароматичних сполук	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Arthrobacter</i> , <i>Rhodococcus</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Arthrobacter</i> ; плісняві гриби <i>Aspergillus</i> , <i>Phanerochaete</i> , <i>Fusarium</i>
Анаеробне окиснення ароматичних вуглеводів	Бактерії pp. <i>Thauera</i> , <i>Azoarcus</i> , <i>Geobacter</i> , <i>Desulfobacula</i> , <i>Desulfobacterium</i>
Анаеробне окиснення фенолів	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Paracoccus</i>
Деструкція ПАВ	Бактерії pp. <i>Pseudomonas</i> , <i>Nocardia</i>

Одними з основних факторів впливу на швидкість біологічної деградації вуглеводнів у воді є їх агрегатний стан, ступінь розчинності та дисперсності, а також величини рН 6,5-8,0 та температури (30-40 °С). Вуглеводні з великою довжиною ланцюга утилізуються при температурі не нижче 25 °С. 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 [20, 21] активні біоемульгуючі комплекси здатні утворювати бактерії родів *Rodococcus*, *Acinetobacter* і дріжджі *Yarrowia lipolytica*.

Надзвичайно перспективним є метод використання біопрепаратів створених на основі консорціумів культур нафтодеструкторів, здатних окиснювати широкий спектр вуглеводнів нафти.

Поверхнево-активні речовини (ПАР).

Світове виробництво ПАР складає 2-3 кг на рік на одну людину і використовуються більш ніж у 100 галузях промисловості, серед яких є нафтова, хімічна, будівельна. Таке потужне використання ПАР обумовлює накопичення їх у стічних вод та відходах виробництва. Гранично допустима концентрація ПАР у водоймах складає 0,5 мг/дм³. Надходження стоків із підвищеними концентраціями ПАР погіршує кисневий режим та впливає на інтенсивність розмноження синьо-зелених водоростей, накопичення токсичних речовин. Для видалення ПАР використовують як фізико-хімічні (адсорбція активованим вугіллем, використання іонно-обмінних смол, нейтралізація катіоноактивними речовинами), так і біологічні методи. Перші є відносно дорогими і недостатньо ефективними. Другі дозволяють знижувати концентрації ПАР в природних умовах з мінімальними економічними затратами. По відношенню до біодеградації ПАР поділяються на три групи:

– легкоокиснювані – алкілсульфати та хлорсульфанол, які досить легко окиснюються мікроорганізмами (до 80% на спорудах біологічної очистки);

– важкоокиснювані ПАР;

– речовини з проміжним ступенем біодеградації.

Біохімічне окиснення ПАР може проводитись як в природніх (біологічні ставки) так і штучних (біофільтрах та аеротенках) умовах [3, 20, 21]. Активними деструкторами ПАР є бактерії родів: *Achromobacter*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Xanthomonas*. 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. 1).

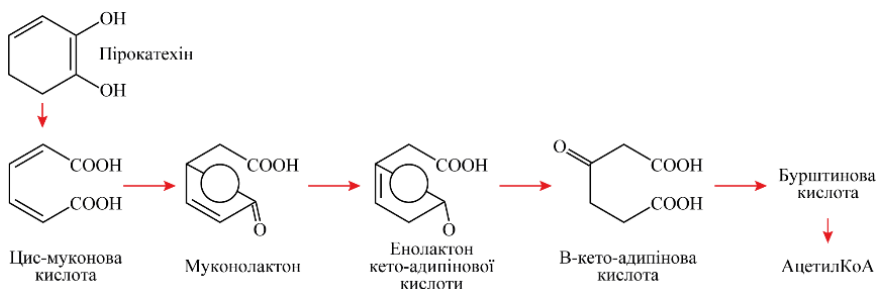


Рис. 1. Орто- розщеплення пірокатехіну

Поліциклічні ароматичні вуглеводи (ПАВ).

Найбільш поширені в стоках підприємств хімічної, нафтохімічної промисловості, а також в дощовому стоку. ПАВ є високомолекулярними органічними сполуками бензольного ряду. Деякі низькомолекулярні ПАВ (нафталін, антрацен) більше піддаються процесу біодеструкції, ніж високомолекулярні сполуки. За літературними даними до мікроорганізмів, які здатні розщепляти ароматичні кільця, відносяться бактерії родів *Xanthomonas*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Achromobacter* [20].

Висока екологічна небезпека для навколишнього середовища від ПАВ, а також обмежена кількість фундаментальних

та прикладних досліджень в цій галузі визначає необхідність пошуку або створення нових штамів мікроорганізмів, які здатні до деструкції ПАВ.

Біотрансформація галогеновмістних органічних сполук.

Джерелом надходження у навколишнє середовище зазначених забруднень є медичні препарати, гербіциди, розчинники, барвники. Їх особливістю є накопичення і поступове розповсюдження за харчовими ланцюгами. Основною причиною стійкості таких сполук є наявність галоген-вуглецевого зв'язку, який дуже важко піддається розщепленню.

В сучасній практиці основним методом утилізації цих забруднень є спалювання залишків, які накопичуються в результаті виробничих процесів. Недоліком методу є можливість вторинного забруднення навколишнього середовища діоксинами.

Ефективність використання біотехнологій для очищення такого стоку обумовлюється властивостями мікроорганізмів-деструкторів. Сполуки, які містять два атома галогену є більш стійкими до біологічної деструкції. Деструкція галогенів може відбуватись як в анаеробних, так і в аеробних умовах.

Слід зазначити, що консорціуми бактерій, зазвичай, швидше і повніше руйнують синтетичні сполуки.

Змішані популяції мікроорганізмів-деструкторів ксенобіотиків. Змішані популяції, зазвичай, швидше і 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. 2).

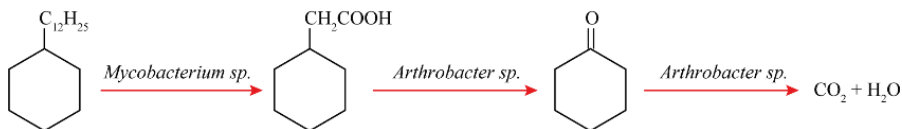


Рис. 2. Біотрансформація додецилциклогексану змішаною популяцією мікроорганізмів-деструкторів.

Здатність мікробної спільноти до розкладання полютантів залежить від якісного та кількісного складу їх популяцій,

швидкості розмноження мікроорганізмів, швидкості обміну між окремими видами співтовариства поживними речовинами та генетичним матеріалом. Метаболіти, що накопичуються в середовищі, можуть бути токсичними для одного компонента спільноти, але засвоюватися іншими мікроорганізмами, що прискорює загалом процес біотрансформації (феномен детоксикації).

Сучасні технології для очищення поверхневих вод від забруднень антропогенного походження.

При виборі тієї чи іншої технології очищення природних вод визначальними факторами є: її загальна кількість, вхідна концентрація забруднюючих речовин, а також вимоги до якості води, що очищується (табл. 4-5).

Таблиця 4

Технології очищення кольорових малокаламутних вод

Параметри якості води:		Технологічні схеми
Природні	Антропогенні, мг/дм ³	
К = 20-200 град. ПКШ; М < 20 мг/дм ³ ; Т = 0-25 °С; рН 6,5-9,0; ПО = 5-10 мгО/дм ³	Феноли до 0,01; ПАР 0,5-2,5;	ОЗ ₁ →К(Ф)→ФлР→Фр→ОЗ ₂ →Ср(ГВ)→Хл
	Феноли до 0,01; ПАР 0,5-2,5; Амонійний нітроген 2-10; Нітрати до 90; Нітрити до 6,0 Пестициди: до 0,3	БР→К(Ф)→Фр→ОЗ→Ср(ГВ)→Хл

Пояснення до таблиці: ФлР – флотація з застосуванням реагентів (органічні речовини ПО < 15 мгО/дм³; нафтопродукти 2-15 мг/дм³; К(Ф) – обробка води коагулянтном і флокулянтном; Фр – реагентне швидке фільтрування; Ср(ГВ) – сорбційне доочищення в стаціонарному шарі адсорбенту (ароматичні органічні речовини; нафтопродукти < 1 мг/дм³ амонійний нітроген; феноли; пестициди; ПАР: М < 10 мг/дм³; К < 20 град. ПКШ; ОЗ – обробка води озоном: малокаламутні води; важкоокиснювані органічні речовини, які обумовлюють кольоровість, бактерії).

Таблиця 5

Технології очищення висококольорових малокаламутних
вод

Параметри якості води:		Технологічні схеми
Природні	Антропогенні мг/дм ³	
К>200-650 град. ПКШ; М = 5-50 мг/дм ³ ; Т = 0-25 °С; рН 6-8; ПО = 5-15 мгО/дм ³	Феноли до 0,01; ПАР 0,5-2,5; Амонійний нітроген 2-0; Нітрати до 90; Нітриди до 6,0	БР→ОЗ ₁ →К(Ф)→ПЛУ→ВР→Фр→ →ОЗ ₂ →Ср(ГВ)→Хл
	Нафтопродукти 0,1-0,5; Пестициди до 0,3	ОЗ ₁ →К(Ф)→ПЛУ→ВР→Фр ₁ →ОЗ ₂ →Ср(ПВ)→Фр ₂ →Хл

Пояснення до таблиці: БР – попередня біологічна очистка в руслі річки, або у входних біореакторах (органічні та мінеральні домішки при ПО > 5 мг О/дм³; фітопланктон 500 кл/л); ВР – реагентне відстоювання; ПЛУ – утворення скоагульованих пластівців; Ср(ГВ) – сорбційне доочищення в стаціонарному шарі адсорбенту (ароматичні органічні речовини; нафтопродукти < 1 мг/дм³ амонійний нітроген; феноли; пестициди; ПАР: М<10 мг/дм³; К<20 град ПКШ); Ср(ПВ) – сорбційне введенням порошкоподібного сорбенту (амонійний нітроген, хлорорганічні сполуки); ОЗ – обробка води озоном (малокаламутні води; важкоокиснювальні органічні речовини, які обумовлюють кольоровість, бактерії).

Зважаючи на прогресуюче забруднення природних вод антропогенними поллютантами та недостатню спроможність традиційних методів та технологій вилучати їх з води, актуальним завданням сьогодення є вдосконалення існуючих та розробка нових технологій на базі комбінування відомих та новітніх удосконалених методів очищення природних та оборотних вод.

Рекомендована література [1, 20, 21, 23].

Тема 3. Біологічна передочистка поверхневих вод на основі природного біоценозу. Біоконвеєрні технології відновлення якості води.

Біоценоз водотоків та водоймищ. Бактерії і віруси. Водорості.

Фітоценоз – стійке співтовариство рослин (у водоймі це водні та напівводяні види водоростей, мохів, покритонасінних або квіткових рослин);

Зооценоз – сукупність взаємопов'язаних видів тварин (у водоймі мешкають представники найпростіших, кишковопорожнинних, черви, членистоногі, хордові тварини);

Мікоценоз – спільнота грибів (їх видовий склад у водоймі не надто різноманітний);

Мікробіоценоз – спільнота мікроорганізмів (у водоймі його основу складає зоо-і фітопланктон).

Використання вищих рослин і водоростей для очищення забруднених вод.

За допомогою рослин та водоростей забруднення можуть бути знешкоджені та вилучені внаслідок деградації, екстракції (накопиченням, акумуляцією), ізолювання чи іммобілізації.

Рослини потребують біогенних елементів, у тому числі і ряду металів, що відносяться до життєво важливих (Fe, Zn, Cu, Mn, Mo, Co), і здатні в тією чи іншою мірою витягувати важкі метали з ґрунтів та водних середовищ.

Рослини, стійкі до високих концентрацій металів і здатних до накопичення їх підвищеної кількості, відносять до акумуляторів металів; рослини здатні накопичувати іони важких металів у надвисоких концентраціях – до гіперакумуляторів (металофітів); а селективні накопичувачі окремих металів – до рослин-індикаторів.

Здатність рослин накопичувати забруднення характеризують коефіцієнтом біологічного поглинання K_b (коефіцієнтом біоаккумуляції, концентрування). K_b дорівнює відношенню концентрації забруднення в тканинах рослини до концентрації його в навколишньому середовищі. Залежить від виду рослини, умов навколишнього середовища (рН, вміст кисню, жорсткість води та ін) та властивостей забруднення.

Органічні ксенобіотики, що надійшли в тканини рослин, можуть знешкоджуватися і депонуватися в результаті зв'язування з клітинними компонентами або лігніфікації, а також випаровуватися через поверхню листя або метаболізуватися рослиною. Продукти трансформації ксенобіотиків можуть залишатися в рослині, випаровуватися або екскретуватися в ґрунт і надалі метаболізуватися різними ґрунтовими мікроорганізмами.

Методи очищення та знешкодження забруднених середовищ із використанням водоростей та рослин

Біоставки та гідроботанічні майданчики. Біологічні ставки – це спеціально створені неглибокі водоймища, де протікають природні процеси самоочищення води за участю організмів. Застосовуються для очищення побутових стоків, що надходять найчастіше в нерозбавленому вигляді, та доочищення стічних вод підприємств харчової та переробної, целюлозно-паперової та інших галузей промисловості, тваринницьких ферм, очищення поверхневих (злизових, талих) вод.

Біоставки поділяються на анаеробні, аеробно-анаеробні (факультативно аеробні) та аеробні, а також високо- і низько-навантажувальні, проточні та контактні.

Ставки зі штучною аерацією через інтенсифікацію в них біохімічних процесів займають у 10–15 разів меншу площу, мають значно менший об'єм та глибину до 4–6 м. Необхідний ступінь очищення води в них, зазвичай, досягається за 1-3 добу. Швидкість руху води в таких ставках перевищує 0,1 м/с, окислювальна потужність 5–20 г БПК/(м³ год), навантаження, що досягається – 1000 кг БПК/(га на добу) і вище. Витрата стічної води може досягати 0-25 тис. м³/год. Ставки великих промислових підприємств є спорудами об'ємом до 1 млн м³ з великою кількістю аераторів. При створенні штучних гідроботанічних майданчиків можуть використовуватися вільно плаваючі, підводні та надводні рослини (рис. 3).

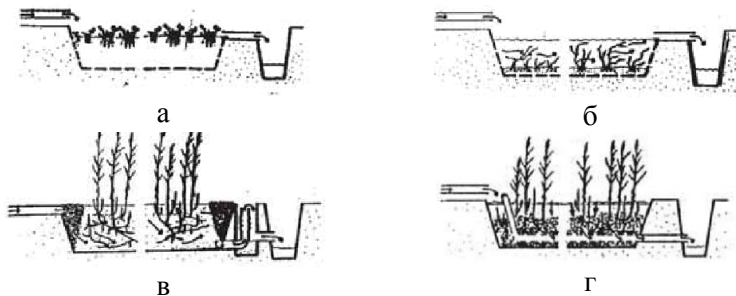


Рис. 3. Схеми штучних гідроботанічних майданчиків

Водорості та рослини-макрофіти біоставків та гідроботанічних майданчиків.

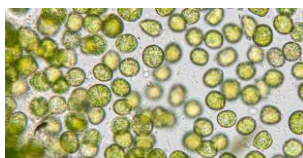
У верхніх шарах органічні сполуки окиснюються аеробними мікроорганізмами, у придонних – факультативні та анаеробні мікроорганізми здійснюють процеси відновлення нітратів та сульфатів, метанове бродіння. Водорості та вища водна рослинність насичують воду киснем.

Організми наступних трофічних рівнів: найпростіші, хробаки, коловертки, личинки комах, молюски та інші виїдають бактерії, риються в мулі, фільтрують воду, знижуючи масу суспензій, відмерлого детриту.

Мікроскопічні протококові водорості (такі як *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus ohliques*, *Ankistrodesmus braunii*, *Selenastrum sp.* та ін), ціанобактерії (*Oscillatoria spp.*, *Anabaena variabilis*, *Phormidium foveolarum*, *Phormidium valder* та ін) здатні розкладати феноли, нафталін, окремі вуглеводні, гербіциди, ціаніди та інші ксенобіотики (рис. 4).



Chlorella pyrenoidosa



Chlorella vulgaris



Oscillatoria spp

Рис. 4. Мікроскопічні протококові водорості

Вуглець і азот, що звільнилися в результаті біодеструкції токсикантів, утилізуються водоростями.

Для видалення важких металів ефективні водорості-макрофіти (рис. 5). У цих водоростей коефіцієнти накопичення катіонів важких металів, рідкісноземельних елементів досягають тисяч і десятків тисяч. Наприклад, для марганцю вони складають від 1000 до 200000 (*Laminaria*), цинку – до 60000 (*Fucus vesiculosus*). Діатомея *Synedra* здатна поглинати ртуть у концентраціях, що перевищують кількість металу у воді у 50–60 разів.

Багато водних рослин стійкі до важких металів, а деякі з них є гіперакумуляторами металів: рогоз (*Typha*) накопичує мідь, цинк і свинець, очерет (*Scirpus*) активно поглинає марганець, ірис (*Iris*) – кальцій, осока (*Carex*) – залізо (рис. 5).



Fucus vesiculosus



Typha



Iris

Рис. 5. Водні рослини акумулятори металів важких металів

Такі рослини, як водяний гіацинт (*Eichhornia crassipes*), щитolistник (*Hydrocotyle umbellata*), ряска (*Lemna*), водяний оксамит (*Azolla pinnata*) можуть вилучати Pb, Cu, Cd, Fe, Hg із забруднених вод.

Рослини-макрофіти беруть активну участь і в очищенні води від таких органічних забруднень як феноли, нафта та нафтопродукти, хлорорганічні сполуки, гербіциди, поверхнево-активні речовини.

Очерет (*Scirpus lacustris*) очищає воду від фенолів. Протягом доби одна рослина очерету масою 100 г здатна вилучити з води до 4 мг фенолу. Крім фенолу очерет поглинає його похідні: пірокатехін, резорцин, ксилол та ін.

Наприклад, на ділянці річки довжиною 650 м та загальною площею 2,2 га, з яких 1,4 га зайняті чагарниками макрофітів, вода з

концентрацією нафти 20 мг/дм³ очищається повністю при середній тривалості водообміну 24 год. У ставку, в якому зарості очерету звичайного і рогузу вузьколистого займають 40% площі дзеркала води, вміст мазуту знижується з 40-50 до 0,3 мг/дм³ протягом 4 діб.

Застосування іммобілізованих мікрободоростів (МВ) у біотехнології.

В даний час інтенсивно розвиваються біотехнології на основі іммобілізованих культур МВ. Клітини, закріплені на поверхні та (або) в об'ємі різних носіїв широко застосовуються для отримання біомаси та метаболітів, очищення стічних вод від надлишку біогенних елементів та важких металів.

Переваги іммобілізованих клітин у порівнянні з клітинними суспензіями - спрощення збирання біомаси та підвищення стійкості клітин до дії несприятливих факторів (температура, кислотність, токсичні сполуки).

Формування стійких альгобактеріальних асоціацій у природі пов'язані з тим, що МВ є центрами формування стійких продуктивних систем. Їхня центральна роль визначається наявністю складно організованих поверхневих структур (слизових капсул, чохлів, колоніальної слизу), а також здатністю до виділення різних органічних сполук, що підтримують зростання та фізіологічну активність компонентів формується спільноти.

У спільнотах за участю МВ між його компонентами формуються різні типи зв'язків: трофічні, просторові, захисні, а регуляторною основою їхньої стабільності є міжклітинна комунікація.

Біоконвеєрні технології відновлення якості води.

Технологічна суть біоконвеєра (рис. 6) полягає в тому, що на шляху води, яку потрібно очистити, розміщені гідробіонти - анаеробні бактерії, аеробні мікроорганізми (копіотрофи, оліготрофи, найпростіші), фільтратори, хижакі. Перебуваючи на своїх «робочих місцях», вони «виїдають» з води розчинені в ній органічні сполуки та біомасу тіла організмів. У результаті маємо чисту воду і в сотні разів меншу надлишкову біомасу, утилізація якої, нагадаємо, в традиційному біологічному процесі очищення води являє собою дуже складну проблему.

«Кожен гідробіонт у запропонованій системі біологічного очищення води вільний у своєму виборі місця проживання. Це дуже важливо, оскільки тільки вільний організм працює з максимальною продуктивністю» [3].

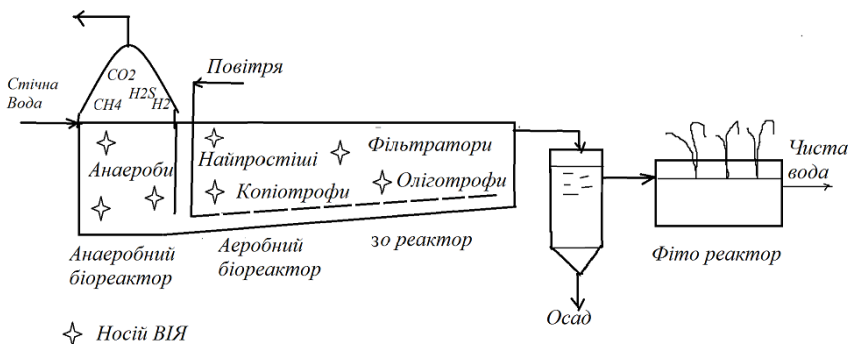


Рис. 6. Схема біоконвейєра [3, 11, 12]

Коніотрофи надають перевагу високим концентраціям поживних речовин; **оліготрофні бактерії** здатні рости за низьких концентрацій органічних речовин у середовищі; **фільтратори** це тварини водного середовища, які споживають дрібні організми (або їхні рештки), проціджуючи воду (губки, ракоподібні, комахи, двостулкові молюски, асцидії, мідії, вустриці).

Професор П.І Гвоздяк у своїй автомонографії [3] зазначає, що «Біоконвеєр не має головних недоліків традиційного біологічного очищення води.

По-перше, біоконвеєром можна очищувати будь-які (природні, зливові, побутові, промислові стічні) води, що містять розчинені органічні сполуки, навіть гранично токсичні, канцерогенні чи мутагенні, за будь-яких їхніх концентрацій.

По-друге, біоконвеєр дає змогу доводити якість очищеної води до бажаного, заданого ступеня чистоти.

По-третє, він вирішує проблему надлишкової біомаси, бо вона споживається й мінералізується у трофічному ланцюгу. До того ж, що більша кількість трофічних рівнів залучена у біоконвеєрі, то менше біомаси залишається в очищеній воді.

Досить мати в очисній споруді трофічний ланцюг у 2-3 ланки, щоб зменшити кількість надлишкової біомаси у 100-1000 разів!» [3].

«Для цього під час біологічного очищення води потрібно використовувати не тільки прокаріотів, як це переважно відбувається, коли застосовують активований мул, а й весь відомий сучасній Біосфері арсенал еукаріотів - фільтраторів і хижаків різних трофічних рівнів. Тобто тут «працює» не тільки «горизонтальний», а й «вертикальний» складник еволюційного процесу (рис. 7)» [3].

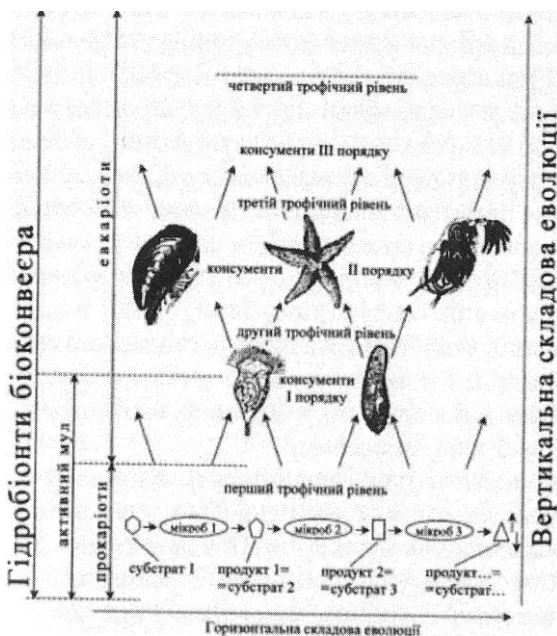


Рис. 7. Біологічне очищення води та еволюція [3]

«Склад активованого мулу можна порівняти з біотою, яка існувала на Землі в докембрійський період.

Тодішній біоценоз був самодостатнім і міг, по суті, забезпечити кругообіг елементів у природі. У цьому біоценозі мали бути одночасно такі мікроорганізми, які створювали послідовний ряд (рис. 9), де метаболіт (продукт) 1 мікроорганізму 1 слугував би

субстратом організму 2, а продукт метаболізму організму 2 споживався б мікроорганізмом 3 і так далі, доки всі метаболіти не розклалися б повністю до H_2O й летких речовин (CO_2 , H_2S , NH_3 , N_2 , тощо) або до нерозчинних воді хімічних сполук (MeS , $CaSO_4$, $FePO_4$ тощо), які залишили б воду у вигляді газів чи осадів. Інакше розчинні метаболіти пригнічували б організмів, які їх виділяють, і цикл кругообігу біогенних елементів у Біосфері не був би замкненим. Цей ланцюг перетворень є «горизонтальним складником» еволюції [3]. Попри його самодостатність, він мав дуже істотний недолік, що став неабияким благом для сучасного суспільства: внаслідок функціонування «горизонтального складника» в Біосфері накопичилася величезна біомаса мікроорганізмів акумулюючи в собі колосальну кількість вуглецю та інших біогенів й вилучаючи їх з кругообігу в природі. Виникла, здавалося б, безвихідна ситуація: Біосфера загнала себе у глухий кут. Але життя знайшло елегантний вихід у вигляді біохімічного процесу, який одержав назву «автоліз» - ензиматичне самознищення, розклад біологічних структур кожного організму» [3]. Для того щоб за біологічного очищення води не створювалася надлишкова біомаса, до цього процесу потрібно залучати «вертикальний складник еволюції» - вищі форми гідробіонтів. Але тоді біотехнологія очищення води вийде за межі класичної біотехнології, яка, за визначенням Європейської біотехнологічної федерації, передбачає «одночасне використання біохімії, мікробіології та хімічної технології для технологічному (промислового) застосування корисних властивостей мікроорганізмів і культур тканин» [3].

В роботах професора П.І Гвоздяка підкреслено: «що неможливо селекціонувати чи створити такий організм, такий штам, який би усі ці забруднення споживав без залишку та ще й перетравлював власну біомасу, виділяючи тільки воду й гази. Такого організму ніколи не було, немає і не буде. Одним мікробом, навіть найкращим, добре очистити стічну воду неможливо. У Біосфері для постійного і надійного відновлення якості води існує надзвичайно велике розмаїття організмів - складні гідробіоценози. Отже, і для індустріального очищення стічних вод необхідно використовувати не тільки окремі штами мікроорганізмів - деструкторів тих чи тих органічних речовин, не тільки конгломерат

прокаріотів – активований мул, а й максимальну кількість (в ідеалі - усіх) гідробіонтів, що існують у природі. Саме це й передбачає запропонований нами біоконвеєр. Біоконвеєр - економічно вигідна і екологічно раціональна біотехнологія води. За принципом біоконвеєра вже працюють сотні очисних споруд - нових і реконструйованих - з очищення промислових і побутових стоків, а також зливових і природних вод» [3, 12].

Рекомендована література [2, 3, 11, 12].

Тема 4. Біологічне очищення підземних вод.

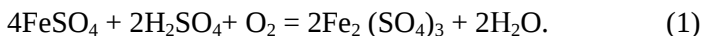
*Проблема заліза і марганцю у підземних водах України [14, 15].
Залізобактерії та їх застосування в біотехнології підготовки питної води. Способи та прийоми культивування залізобактерій.*

Залізо і марганець належать до групи сидерофільних елементів, до якої входять також Pb, Zn, Cu, Co, Ni; близькість хімічних властивостей атомів у межах сімейства обумовлює спільне їх перебування у природі. Всі ці елементи мають змінну валентність, тому в їхній геохімії велику роль відіграють окислювальні та відновлювальні мікробіологічні процеси.

Залізо окиснюється при нижчому окиснювальному потенціалі, ніж марганець, у широкому інтервалі рН не тільки мікробіологічним, а й чисто хімічним шляхом, але якщо рН нижче 5, то лише за сприяння специфічних мікроорганізмів — залізобактерій (рис. 8). Навіть у дуже сильноокислому середовищі, при рН 2, в окисненні Fe^{2+} бере участь *Thiobacillus ferrooxidans*.

Мікроорганізми, що окиснюють Fe, можна поділити на чотири групи.

До першої групи входять облігатно-ацидофільні автотрофні бактерії, що окиснюють залізо в кислому середовищі: *Thiobacillus ferrooxidans*, вони належать до хемолітотрофів, асимілюють двоокис вуглецю з атмосфери за рахунок енергії, яку отримують при окисненні Fe^{2+} :



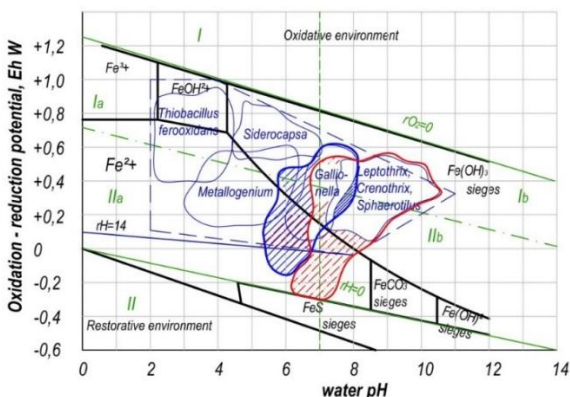
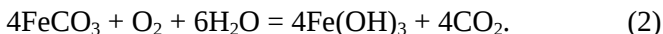


Рис. 8. Поля активності феробактерій в координатах pH-Eh

Енергетична ефективність цього процесу дуже низька і для зв'язування 16 г CO_2 потрібно окислити 120 г FeSO_4 (або для того, щоб утворився 1 г сирової біомаси залізобактерій, необхідно окиснювати 500 г сірчаноокислого заліза). *Th. Ferrooxidans* може окиснювати також двовалентне залізо карбонату до тривалентного і одержувати близько 40 ккал енергії:



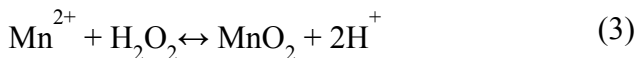
В природі *Th. Ferrooxidans* зазвичай розвивається в умовах наявності закисного заліза у вигляді солей або сульфідних мінералів; присутності вуглекислоти та кисню; достатньої кількості N, P та мінеральних солей; оптимальні температури 30-35 °.

Друга група «власне залізобактерій» включає мікроорганізми, що окиснюють Fe і Mn при реакції середовища, близького до нейтрального, і тому утворюють скупчення гідроксиду заліза (охру) і марганцю.

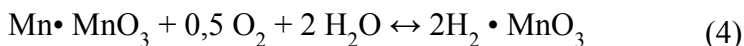
Встановлено, що залізобактерії, що мешкають у ґрунтах або водоймах з нейтральною або слаболужною реакцією середовища (*Metallogenium*, *Leptothrix*, *Siderocapsa* та інші), при окисненні органічної речовини виділяють як продукти метаболізму перекис водню, яка може не тільки пригнічувати ріст і розвиток клітин, але

і викликати їх. Фізіологічна роль Fe^{2+} та Mn^{2+} полягає в усуненні інгібуючої дії продукту обміну – H_2O_2 .

Окиснення марганцю може каталізуватися каталазою в реакції з перекисом водню:



Або за допомогою марганцевої оксидази, яка також передає електрони на кисень за допомогою цитохромів:



До гетеротрофних мікроорганізмів, що окиснюють переважно Fe, відносять нитчасті залізобактерії з родів *Leptothrix* і *Sphaerotilus*, що утворюють ланцюжки клітин, укладені в загальний чохол, де відбувається відкладення оксидів Fe і Mn. Це єдині залізобактерії, чисті культури яких вдалося отримати.

Нитчасті залізобактерії - аероби, оптимальні умови для їх зростання створюються в мікроаерофільних зонах. Оптимум рН 5,8-6,8, а межі розвитку знаходяться в інтервалі 5-10.

Sphaerotilus natans - зазвичай мешкає у забруднених водоймах; у незабруднених, де є закисне залізо, він росте з відкладенням оксидів заліза в чохлах (окиси марганцю ніколи в цьому організмі не накопичуються).

Leptothrix ochracea - одна з найбільш поширених нитчастих залізобактерій, що вільно плаває у воді, створює скупчення іржавих оксидів у струмках, болотах, на виході залізистих джерел на поверхню. Бере участь і у формуванні залізистих руд. Продуковані цим організмом тонкі залізисті трубочки однакового діаметра покривають дно річок, озер і боліт як би тонким пухнастим осадом від жовтого до оранжевого кольору.

Циліндричний чохол цих бактерій, що містить ланцюжки клітин, у міру відкладення гідроксиду заліза обмежує доступ до них закисного заліза та кисню, тому клітини залишають старі чохли і, виходять назовні, утворюючи нові. Таким чином у водоймах з'являються охристі осадження. Вага накопиченого заліза перевищує вагу самих клітин у сотні разів.

До цієї ж групи залізобактерій відносяться дрібні організми родів *Siderococcus*, що не мають клітинної стінки, а також мікоплазми *Gallionella*.

Третю групу утворюють гетеротрофи, які розвиваються на властивих сапрофітам середовищах у присутності такого енергетичного матеріалу, як органомінеральні комплекси заліза та марганцю з ульміновими та фульвокислотами. На підставі детальних досліджень мікрофлори підзолистих ґрунтів вони виділені в особливий рід - *Pedomicrobium*, віднесений до сімейства *Hyphomicrobiaceae*. Всі представники цього роду - розвиваються в нейтральному або слаболужному середовищі, тип харчування – гетеротрофний.

Metallogenium — мікоплазмовий організм, що не має клітинної оболонки, у присутності Mn у культурах виглядає як «павучок» ниток, що розходяться з центру та покриті оксидами марганцю. Окиснення марганцю для *Metallogenium* – функція специфічна, але не енергетична. Аналогічне значення Mn і для нитчастих бактерій *Leptothrix*.

Отже, розглянута група гетеротрофних організмів у геохімії заліза та марганцю здійснює дві функції:

1) звільняють Fe та Mn, використовуючи орґано-залізисті та орґано-марганцеві комплекси як джерело орґанічної речовини, при розкладанні останньої; 2) окиснюють двовалентні форми заліза у тривалентні, а марганцю у трьох - і чотиривалентні, при реакції перекису водню з каталазою (продуктами життєдіяльності організмів). Окиснення супроводжується відкладенням оксидів металів на поверхні клітинних структур, в капсулах чи чохлах (каталаза виконує у разі пероксидазную функцію).

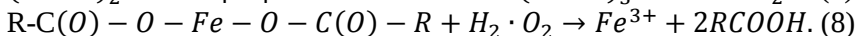
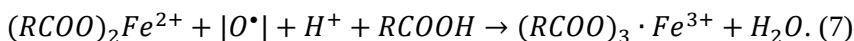
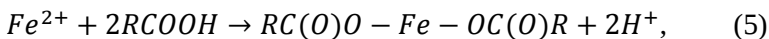
Четверту групу залізобактерій представляють орґаногетеротрофи, здатні руйнувати комплексні орґанічні сполуки Fe, але не матимуть зміни його валентності. Розкладають орґанічні сполуки Fe і Mn також *Arthrobacter* і *Naumanniella*, що відкладають їх оксиди в капсулі. Представників роду *Arthrobacter* - *Siderocapsa* вперше виділив з водних рослин Моліш (1910); виявлені вони і в різних водоймах, озерах, ґрунті. Це дрібні палички і коки занурені в капсулу, що розвиваються зазвичай при pH 6,7-7, при температурі 4-16 °C. У процесі життєдіяльності використовують гумати заліза,

окиснюючи органічний радикал і відкладаючи залізо, що залишається.

Залізобактерії, що накопичують гідроокси заліза (охру), широко поширені в поверхневих та підземних водах, у донних відкладах та ґрунтах. В озерах, коли у воді з'являється іон Fe^{2+} , вміст *Gallionella* становить до 35 тис. кл/см³ (іноді сягає 56% від загальної кількості бактерій).

Механізм деструкції залізо органічних комплексів.

В результаті інфільтрації в підземні водоносні горизонти, які містять сполуки Fe^{2+} , гумінових речовин утворюються залізо-гумінові комплекси:



Склад поживних середовищ, які використовувалися для культивування мікроорганізмів. Кількісний облік загальної кількості одноклітинних феробактерій проводився в матриксних структурах осаду культуральним методом. Для приготування розведень з осаду використовували стерильну воду в об'ємі 9 см³.

Один сантиметр кубічний осаду із матриксними структурами, за допомогою стерильної піпетки, вносився до першої пробірки. Після перемішування першого розведення, іншою стерильною піпеткою, відбирався 1 см³ та переносився до другої пробірки з об'ємом 9 см³ стерильної води. Подібні маніпуляції були проведені декілька разів, доки не було отримано десять десятиразових розведень (рис. 9). Таким чином десяте розведення містило 10⁻¹⁰ см³ вихідного осаду.

З кожної пробірки отриманих розведень було засіяно по 1 см³ у трьох повторностях до рідкого поживного середовища наступного складу, г·дм³: (NH₄)SO₄ – 0,5, K₂HPO₄ – 0,5, NaNO₃ – 0,5, MgSO₄ – 0,5, FeSO₄ – 5,9, сахароза – 2, пептон – 1, залізни ошурки, 1 дм³ стерильної води [14].



Рис. 9. Ряд посівів десятиразового розведення осаду із матриксними структурами феробактерій на поживному середовищі [14]

Одночасно із ряду приготованих десятиразових розведень у рідкому поживному середовищі робили висів на щільне поживне середовище з метою отримання росту окремих колоній (у двох повторностях з кожного розведення) та подальшого підрахунку кількості феробактерій. Використовували середовище наступного складу (в г/дм³): $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 0,3; $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,05; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,1; NaHCO_3 – 0,3; фосфатний буфер 10% (pH 7,0) – 0,1; Нерес буфер (pH 7,0) – 3,0; KNO_3 – 0,3; CH_3COONa – 0,15; вітаміни та мікроелементи; дистильована вода 1 дм³; pH середовища 6,8 [14].

Морфологія біогенних оксидів заліза.

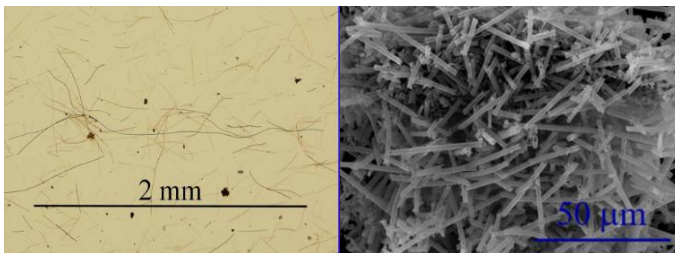


Рис.10. Мікротрубка із оксида заліза діаметром ~ 1 μm . Максимальне співвідношення сторін (довжина/діаметр): 2000. Приготувати такий трубчастий оксид заліза штучно неможливо при нормальному тиску і нормальній температурі

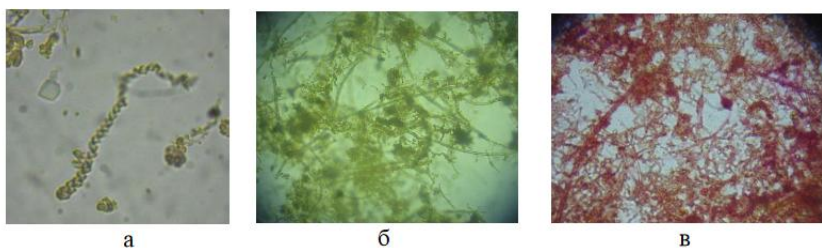


Рис. 11. Мікрофотографії бактерій родів *Gallionella* (а) та *Leptothrix* (б, в): а – з поверхні гранул контактного завантаження; б, в – з міжпористого простору (1000х). [14]

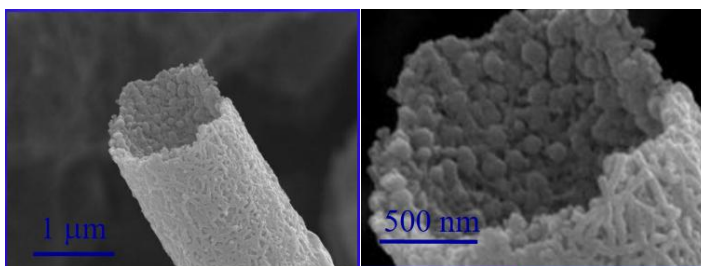


Рис. 12. Мікроструктура бактерій *Leptothrix ochracea* (SEM)

Зовнішня поверхня: волокнисті частинки шириною приблизно 20 нм; внутрішня поверхня: сферичні частинки діаметром 20-120 нм

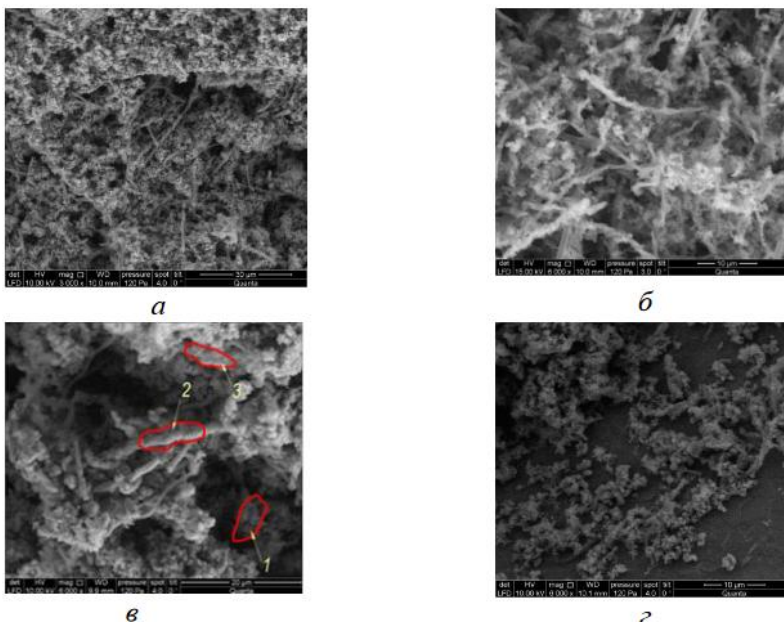


Рис. 13. Електронне зображення матричних структур: в осаді промивної води а – 3000х; б – 6000х; в – в міжпористому просторі контактного завантаження 6000х; г – утворення матричних структур на поверхні контактного завантаження 6000х [14]

Рекомендована література [14, 15].

Тема 5. Біотехнологія стічних вод.

Аналіз гідробіоценози, що використовуються в очищенні стічних вод: біоплівка; активний мул; анаеробні бактерії метантенків; аеробні та анаеробні спеціально адаптовані мікроорганізми-деструктори органічних сполук; анаеробний гранульований активний мул.

Біотехнологічне очищення - метод очищення стічних вод від органічних і деяких неорганічних домішок, що здійснюється спільнотою мікроорганізмів (біоценозом), яка включає велику кількість різних бактерій, простіших і ряд більш високоорганізованих організмів - водоростей, грибків тощо, по-

в'язаних між собою в єдиний комплекс складними взаємовідносинами (метабіоз, симбіоз і антагонізм).

У процесі очищення стічних вод беруть участь дві групи бактерій: гетеротрофи та автотрофи. Ці групи бактерій відрізняються за способом використання джерела вуглецевого живлення. Гетеротрофи використовують вуглець з готових органічних речовин, що переробляються ними для отримання енергії, необхідної для біосинтезу клітин. Автотрофи для синтезу клітин застосовують неорганічний вуглець, а енергію утримують у результаті фотосинтезу або хемосинтезу (окислення деяких органічних сполук: аміаку, нітритів, солей двовалентного заліза, сірководню та ін.).

Біоплівка — складний (найчастіше мультивидовий) організований шар мікроорганізмів, що характеризується генетичним різноманіттям, складними взаємодіями в межах угруповання і позаклітинною матрицею. Біоплівки існують як у природі, так і в спорудах, створених людиною. Вони виникають на межі поділу фаз: рідина—повітря; рідина—тверде тіло; тверда поверхня—газ; двох рідин, що не змішуються. Біоплівка в природних умовах складається з багатьох видів мікроорганізмів, поєднаних матрицею з полімерів, які виділені самими мікроорганізмами.

Бактерії в біоплівці взаємодіють між собою за рахунок хімічного подразнення. В біоплівці, порівняно з чистими культурами, по іншому відбуваються фізіологічні процеси, в тому числі продукування метаболітів і біологічно активних речовин. Мікроорганізми у складі біоплівки мають дещо інший фенотип, що виражається в зміні параметрів росту та продукування специфічних генів. Члени мікробного угруповання поєднуються за принципом, який виключає антагонізм, визначає їх харчові (трофічні), енергетичні та інші зв'язки між собою та навколишнім середовищем. Такий зв'язок соціальної поведінки мікроорганізмів одержав спеціальне визначення “відчуття кворуму” (quorum sensing)

Реакція мікроорганізмів на зміну умов навколишнього середовища в біоплівці істотно відрізняється від реакції кожного окремого виду в монокультурі, що забезпечує її фізіологічну і

функціональну стабільність. Мікроорганізми в біоплівці більш стійки до змін параметрів навколишнього середовища

Формування біоплівки. Біоплівка утворюється в результаті адгезії мікроорганізмів, насамперед бактерій, на твердій поверхні (рис. 14).

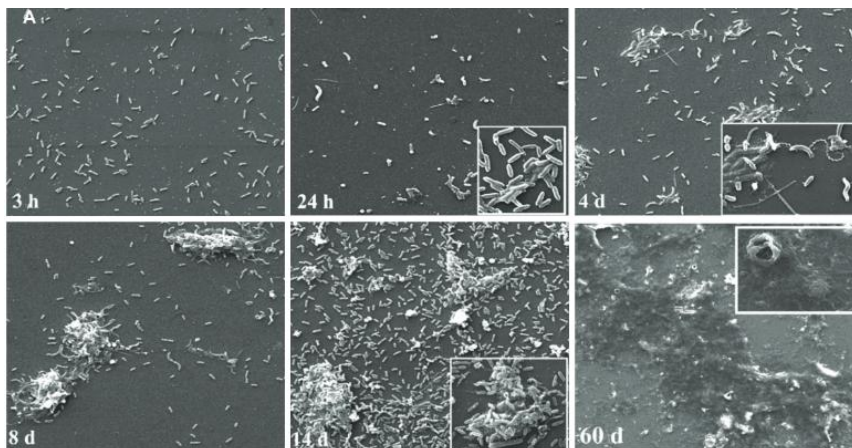


Рис. 14. Зображення скануючої електронної мікроскопії, що демонструє ріст біоплівки протягом 60 днів. Усі зображення мають розмір 1000×, за винятком 60 днів, які становлять 200×. Внутрішні квадрати мають розмір 4000×.

Первинна колонізація твердого субстрату контролюється, головним чином, фізичними механізмами (електростатичними, дисперсійними взаємодіями) і протікає відносно повільно, але на поверхнях, на яких вже почалося зростання бактерій, провідними стають біологічні процеси і утворюються плівки швидше.

На цій незворотній стадії бактерії виділяють позаклітинні полімери, адгезія яких до поверхні забезпечує більш міцне прикріплення. У міру зростання мікроорганізмів площа твердої поверхні, що створюється самими бактеріями, збільшується; на клітинах, що раніше оселилися, осідають та прикріплюються наступні клітини. Таким чином, на поверхні з'являються обростання другого, третього і вищих порядків, колонізація поверхні прогресує, на ній формуються спільноти зі складною

багаторусною структурою, з високою просторовою гетерогенністю та різноманітністю потенційних екологічних ніш.

На рис. 15 зображено початкові стадії утворення біоплівки, формування якої починається з прикріплення вільно плавних мікроорганізмів (так званих планктонних клітин) до поверхні (рис. 15, а). Ці перші клітини спочатку прикріплюються до поверхні за рахунок слабких Ван-дер-Ваальсівських сил. Потім утворюються так звані додаткові (селективні) центри приєднання до поверхні, що організуються за рахунок поділу клітин або мікроколоній, які приєдналися першими. Перший шар мікроорганізмів полегшує приєднання інших клітин, забезпечуючи для них різні центри адгезії (локалізації). Починається утворення позаклітинної матриці, яка утримує біоплівку (рис. 15, б). Деякі види не можуть прикріплюватися до поверхні самостійно, але можуть прикріплюватися до матриці.

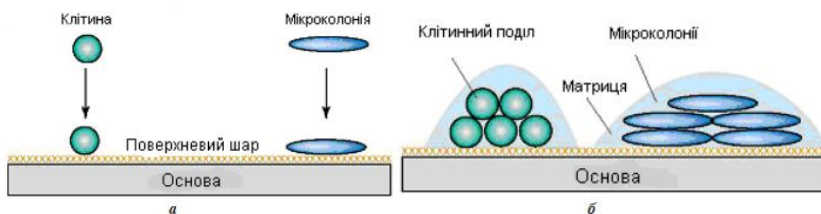


Рис. 15. Схема початкових стадій утворення біоплівки: а — осадження перших клітин; б — утворення центрів осадження

Процес когезії — приєднання наступних мікроорганізмів до матриці та додаткових центрів адгезії — проілюстровано на (рис. 16 в; г) де зображено процес росту біоплівки за рахунок поділу клітин і зовнішнього поповнення. Зріла плівка має здатність до дисперсії, тобто відбувається розсіювання мікроорганізмів, що дає змогу біоплівці розповсюджуватись та освоювати нові поверхні

Перехід від одиночного планктонного способу життя бактерій до спільного способу життя біоплівки передбачає зміну бактерій таким чином, що вони ініціюють виробництво адгезинів та сполук позаклітинного матриксу, які з'єднують їх у біоплівці.

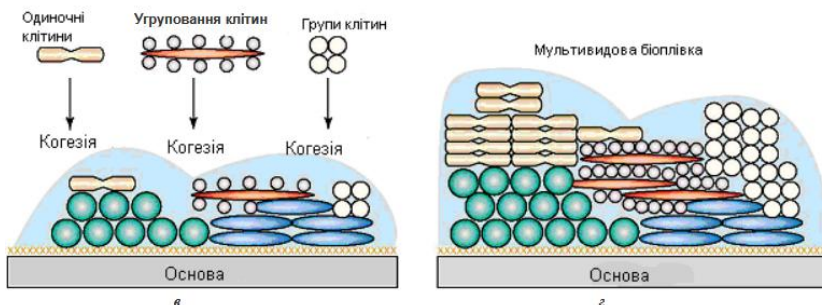


Рис.16. Схема формування багатошарової біоплівки: в — осадження наступних клітин; г — утворення зрілої мультивидової плівки

Позаклітинний матрикс біоплівки виконує функцію каркаса, який має важливу сполучну та структурну функцію між клітинами та структурою в біоплівках і відіграє роль у ряді процесів, включаючи приєднання клітин, взаємодію між клітинами та антимікробну толерантність. Матрикс біоплівки, який виробляють бактерії, містить переважно полісахариди, білки та позаклітинні ДНК.

Властивості мікробних клітин. На формування біоплівки та міцність її адгезії до поверхні впливають гідрофобні властивості поверхні мікроорганізмів, наявність на ній ворсинок і джгутиків. Більшість бактерій мають негативно заряджену поверхню, в якій містяться гідрофобні зовнішні компоненти, за рахунок яких відбувається гідрофобна взаємодія з основою.

Наявність на поверхні полісахаридів або протеїнів, які допомагають клітинам приєднуватись до поверхні, забезпечує конкурентну перевагу у формуванні плівок для певного організму в складі асоціацій.

Позаклітинна полімерна матриця. Біоплівки, крім мікробних клітин, містять позаклітинну полімерну матрицю. Матриця утворена з полісахаридів, які можуть бути нейтральними або поліаніонними за рахунок наявності уронових кислот, як у випадку грамнегативних бактерій. При поліаніонній будові матриці можливий зв'язок з двовалентними катіонами кальцію та магнію, що забезпечує більшу силу зв'язку в біоплівці, яка розвивається.

Позаклітинна полімерна матриця також сприяє антимікробному опору біоплівки, перешкоджаючи масовому транспорту ксенобіотиків через біоплівку за рахунок безпосередньо зв'язку з цими агентами.

Вплив гідродинаміки. Клітини входять до складу рідини, і швидкість їх осадження та міцність взаємодії із поверхнею залежать від її гідродинамічних характеристик.

Біоплівка має, як правило, товщину біля 1 мм, але може досягати 2-3 мм. При збільшенні товщини біоплівки погіршується проникання кисню до нижніх її шарів, що примикають до завантаження, де виникають анаеробні умови. Газів, що утворюються при анаеробному розкладі біоплівки, сприяють відторгненню біоплівки від матеріалу завантаження (рис. 17).

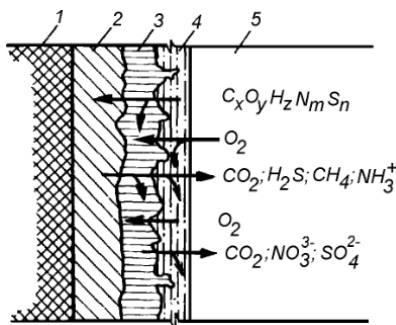


Рис. 17. Схема обміну речовин в елементарному шарі біофільтра: 1 - матеріал завантаження; 2 - анаеробна зона біоплівки; 3 - аеробна зона біоплівки; 4 - стічна вода; 5 - повітря [5].

Основна маса забруднень вилучається із стічних вод у верхньому шарі завантаження біофільтрів висотою до 0,5 м, де в очищуваних стічних водах ще найбільший вміст органічних речовин. Головну роль при цьому відіграють бактерії *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Sphaerotilus*, *Chromobacter* й ін. Поряд із бактеріями у верхній зоні інтенсивно розвиваються гриби, нитчасті бактерії, безбарвні джгутикові - тобто організми, здатні інтенсивно поглинати з води органічні речовини. Гриби в біоплівці можуть складати значну частину (до 30 %) біомаси. Із простіших у

верхньому шарі завантаження часто зустрічаються *Paramecium caudatum*, *P. putrinum*, *Colpidium colpoda* [5]. Схема біохімічних процесів в класичних біофільтрах наведена [5]

Активний мул представляє собою пластівці розміром від 0,1–0,5 до 2–3 мм і більше, щільністю 1,1–1,4 г/см³, які складаються з частково активних та частково відмираючих організмів (близько 70%) і твердих частинок неорганічної природи (близько 30%).

До складу активного мулу входять полісахариди, у тому числі клітковина, поліуронові кислоти, позаклітинні білки, утворені переважно бактеріями.

Полісахариди оточують бактеріальні клітини і скріплюють частинки в пластівці, тому лише невелика частина клітин залишається поза пластівцями.

Активний мул має розвинену поверхню (до 100 м²/г сухої маси) і, отже, високу адсорбційну здатність. На поверхні його концентруються дрібні частинки, клітини мікроорганізмів і молекули розчинених речовин, що надходять зі стічною рідиною. Процес сорбції надзвичайно інтенсивний, досягає величин 350–400 мг ХСК/г абсолютно сухої речовини, тому часто вже через кілька хвилин після контакту мулу зі стічною водою концентрація в ній органічних речовин знижується на 20–30% і більше. При рН від 4 до 9 частинки мулу мають негативний заряд.

В очисних спорудах використовується активний мул, що містить угруповання мікроорганізмів (головним чином бактерій і найпростіших), що сформувалося природним шляхом, що включає місцеву мікрофлору, адаптовану до певного спектру забруднень стічних вод. Механізм утворення пластівців активного мулу розглянуто [5].

Флокулоутворюючі бактерії, що окиснюють органічні сполуки, відносяться до родів: *Actinomyces*, *Aeromonas*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Cellulomonas*, *Corynebacterium*, *Desulfotomaculum*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Mycobacterium*, *Nocardia*. Найбільш численні бактерії р. *Pseudomonas* (до 80% від чисельності бактерій активного мулу), здатні окиснювати різні спирти, жирні кислоти, парафіни, ароматичні вуглеводні, вуглеводи.

Вуглецеві нитчасті бактерії (рис.18) представлені рр. *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Nocardia* (*Gordonia*), *Microtrix*.

Нитчасті бактерії, серед яких найчастіше зустрічається *Sphaerotilus natans*, з одного боку, виконують позитивну роль, окиснюючи численні органічні сполуки та утворюючи каркас, навколо якого формуються флокули, з іншого – вони є причиною поганого осадження мулу у відстійнику та утворення стійкої піни в аеротенку.

При порушенні технологічних режимів очищення ці бактерії починають інтенсивно розмножуватися в активному мулі, при цьому їх нитки не включаються до частинок активного мулу. Мул спухає, погано осідає у відстійниках, не відокремлюється від очищеної їм води, що погіршує очищення.

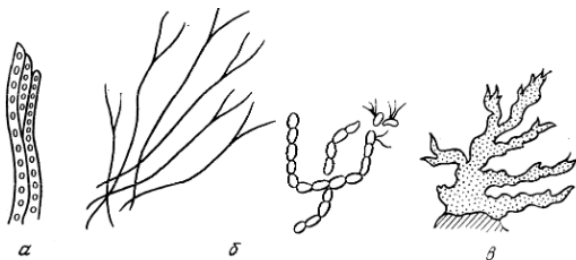


Рис.18. Нитчасті та зооглійні бактерії: а – *Sphaerotilus natans*; б – *Cladothrix dichotoma*; в – *Zooglea ramigera*

Важливе значення має група бактерій *pp. Cellulomonas* і *Cellulovibrio*, які завжди присутні в мулі в значній кількості (рис. 19). Ці мікроорганізми розкладають целюлозне волокно, що надходить в аеротенк разом зі стічними водами. При добовому навантаженні 100-150 мг волокна на 1 г мулу волокно встигає зруйнуватися бактеріями. Найбільш інтенсивно руйнування целюлози протікає при рН 7,5-8,0, зниження рН до 5,0 майже повністю зупиняє діяльність бактерій целюлолітиків.

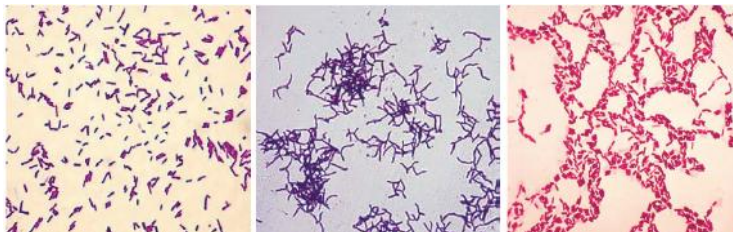


Рис. 19. Мікро фото бактерій рр. *Cellulomonas* і *Cellulovibrio*

У бактеріальному співтоваристві очисних споруд виділяють бактерії-нітрифікатори (рр. *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* (рис. 20) та ін.) у зв'язку з їх роллю в окисненні амонійних іонів та видаленні мінерального азоту зі стічних вод. За порівняно з гетеротрофними вуглецевими мікроорганізмами вони розвиваються повільніше. Чисельність нітрифікаторів збільшується з віком мулу. У разі необхідності окиснення амонійних іонів у стічних водах, саме активність нітрифікаторів часто обмежує продуктивність аеротенку.

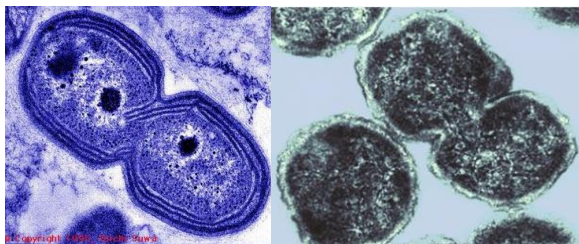


Рис. 20. Мікро фото бактерій-нітрифікаторів: а – *Nitrosomonas*;
б - *Paracoccus denitrificans*

Гриби. В активному мулі аеробних очисних споруд зустрічаються дріжджові та міцеліальні (цвілеві) гриби (рис. 21). Гриби здатні засвоювати важкоокиснювані та токсичні сполуки, зокрема феноли. Оптимальний рН їхнього розвитку 4,0–5,5.

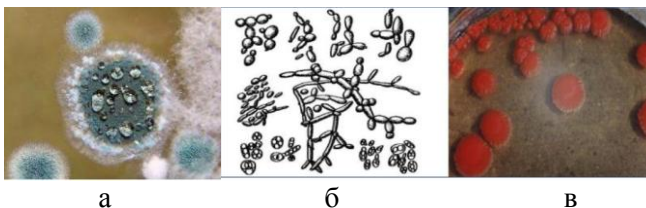


Рис. 21. Мікро фото колоній: а – цвілевих грибів; б, в – дріжджових грибів

Дріжджові гриби активно розвиваються в стічних водах, багатих на вуглеводи, вуглеводні та органічні кислоти, наприклад, при очищенні стічних вод, кормових дріжджів, що утворилися у виробництві з різних субстратів, стоків молочних виробництв, що містять молочну сироватку. Серед дріжджів часто зустрічаються дріжджі *pp. Candida, Torulopsis, Trichosporon, Rhodotorula*. При pH в області 3,5–6,0 біоценози з домінуванням дріжджів можуть мати високу окисну здатність.

Найпростіші в активному мулі представлені саркодовими (*Sarcodina*), джгутиковими інфузоріями (*Mastigophora*), війчастими інфузоріями (*Ciliata*) і смоктальними інфузоріями (*Suctoria*) рис. 22.

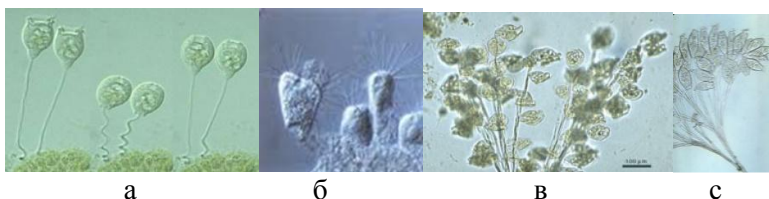


Рис. 22. Найпростіші в активному мулі: а - *Vorticella convallaria*; б - *Suctoria*; в - *Carchesium sp.*; с - *Opercularia sp.*

В активному мулі простіші виконують різноманітні функції. Не приймаючи участь в процесах очистки, вони поїдають поряд із молодими старі бактерії і тим самим зумовлюють омолодження мулу та розвиток нових життєздатних клітин. Простіші виконують також і санітарну функцію, поїдаючи патогенні мікроорганізми, показником чого є зниження вмісту кишкової палички в аеротенках на 95-98 %. Важлива функція простіших – освітлення ними води. Прозорість стічної рідини в присутності інфузорій значно підвищується. Пропускаючи через свій організм тонкі завислі частинки, інфузорії викидають їх у воду вже у вигляді відносно крупних частинок, що легко осаджуються.

Анаеробні бактерії метантенків. Анаеробні біоценози при очищенні стічних вод можуть являти собою флокули, біоплівки та гранули мулу. Вони розвиваються в екосистемах з домінуванням аноксигенних та анаеробних умов, у яких протікають процеси бродіння, аноксигенного окиснення (анаеробного дихання) та утворення метану. Аноксигенне окиснення органічних субстратів

включає процеси денітрифікації і сульфатредукції, що протікають при наявності іонів NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} і, як правило, при відсутності кисню. Ці процеси використовуються для видалення сполук азоту і сірки зі стічних вод.

Аноксигенному окисненню і анаеробному зброджуванню піддаються органічні субстрати і ксенобіотики: природні полімери (целюлоза і білки), вуглеводи і жири, органічні спирти, кислоти і основи, вуглеводні, хлор вмісні сполуки та ін.

Важливий фактор, який керує анаеробними процесами – окисно-відновний потенціал середовища. Облігатні анаероби можуть здійснювати обмін речовин при E_h не вище $(+110)-(+170)$ мВ, але розмножуються при більш низьких значеннях E_h $(-330)-(-260)$ мВ.

Біомаса мікроорганізмів при метаногенному розкладанні складається з 45-50% вуглецю, 30-40% кисню, 7-8% водню, 10-12% азоту, 1,5-2% фосфору і 0,8-1,2% сірки. Крім того, в біомасі містяться калій, натрій, кальцій, магній і ряд мікроелементів, найбільш важливі з яких кобальт, молібден і нікель. В середньому, щоб забезпечити формування клітинної маси з емпіричною формулою $\text{C}_5\text{H}_9\text{O}_3\text{N}$, оптимальне співвідношення ХСК:N:P в середовищі повинно бути близько до 700:5:1 (при розкладанні забруднень в аеробних умовах оптимальне співвідношення ХСК:N:P становить 100:2-6:0,6-1,2). Об'ємна частка CH_4 в біогазі коливається від 50 до 75%, його теплотворна здатність від 20,9 до 33,4 МДж/м³.

Великим стимулом до розвитку багатьох із сучасних методів анаеробної очистки стало виявлення здатності мікроорганізмів, що відносяться до метаногенів, утворювати агрегати - гранули, при розвитку в анаеробному реакторі в умовах висхідного потоку.

Щільні, стабільні гранули формуються на субстратах, що містять розчинні білки і іони Ca^{2+} . Карбонат кальцію може утворювати пористий скелет, що забезпечує відповідні для метаногенезу умови. На поверхні гранул знаходяться пори різної величини для транспорту субстрату і виходу біогазу.

Концентрація мікроорганізмів у гранулах варіює в межах клітин на 1 г сухої речовини гранул, в тому числі метаногенів - до

10^{10} кл./г. У таких гранулах зовні розвиваються сульфатредуктори, а всередині - метаногени.

У проміжному шарі розвиваються ацидогенні і гетероацетогенні бактерії, які зброджують субстрати до низькомолекулярних органічних кислот і забезпечують сульфатредукторів і метаногенів воднем і ацетатом.

Особливу роль у формуванні та функціонуванні гранул виконують метаногенні бактерії *Methanosaeta concilii* (*Methanothrix soehngenii*), а також *Methanosarcina spp.* Бактерії р. *Methanosaeta* утворюють хмизно- і клубкоподібні структури (рис. 23).

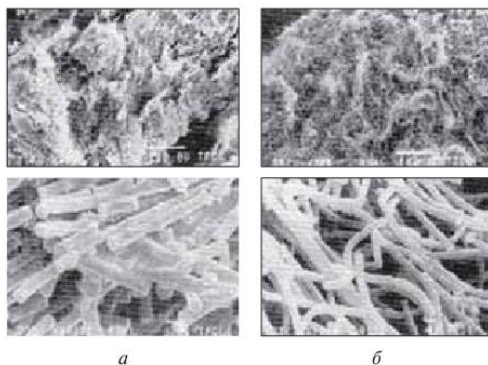


Рис.23.Скануюча електронна мікрофотографія клітин *Methanosaeta*, що ростуть у вигляді довгих ниток (а) і коротких ланцюжків (б)

Завдяки цьому формуються агрегати у вигляді щільних легкоосідаючих гранул розміром 1-5 мм. У таких гранулах зовні розвиваються сульфатредуктори, а всередині метаногени.

Гранульований активний мул. Для поліпшення технологічних якостей активного мулу: зменшення набрякості, підвищення концентрації мулу в робочій зоні очисних споруд та їх продуктивності перспективними є системи з гранульованим мулом.

В UASB-реакторах використовується гранульований анаеробний мул (рис. 24), що представляє собою щільні агрегатні утворення розміром від 2 до 8 міліметрів, і є продуктом іммобілізації біомаси анаеробного мулу, в результаті процесів, що проходять на межі поділу твердої і рідкої фази.

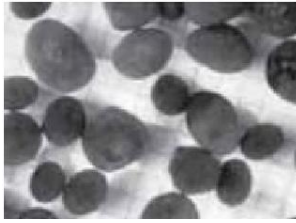


Рис. 24. Гранули анаеробного мулу

Особливу роль у формуванні і функціонуванні гранул виконують метаногенні бактерії *Methanosaeta concilii* (*Methanothrix soehngenii*), а також *Methanosarcina* spp. Надлишковий гранульований мул стабільний, може зберігатися тривалий час при температурі до 15 °С без значної втрати активності, що дуже важливо для підприємств з періодичним циклом виробництва.

Склад мікроорганізмів гранул у різні періоди розвитку змінюється.

Гранули першої стадії розвитку утворені переважно грибами. Ці гранули малостійкі та руйнуються протягом кількох днів через лізис у внутрішній частині гранул. Однак у розвитку грибних гранул-колоній до них приєднуються і ними закріплюються бактеріальні колонії. Бактеріальна частина гранули швидко зростає і до моменту руйнування грибної гранули досить розвинена, щоб не зазнати вимивання.

Вторинні гранули майже повністю складаються з бактерій, серед яких переважають гетеротрофні та нітрифікуючі бактерії.

Аеробну грануляцію можна розглядати як окремий випадок реактора з біоплівкою. Гранула - система, в якій взаємодіють гетеротрофні бактерії, що окиснюють складні органічні субстрати, нітрифікують та денітрифікуючі культури.

Рекомендована література [4, 5, 6, 11, 23].

Тема 6. Багатостадійне біологічне очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств.

Рекомендована література [13].

Тема 7. Методи біологічної очистки стічних вод.

Стічними водами називають водні системи, насичені багатьма речовинами, що утворилися внаслідок господарсько-побутової та виробничої діяльності, у зв'язку з чим набули значних змін у первинному хімічному складі або втратили свої фізичні властивості й стали непридатними для зворотних процесів.

Очищення стічних вод – це багатоступеневий складний процес, спрямований на відтворення якісної характеристики забрудненої води для можливості її подальшого господарського використання. Очищення води, перш за все, передбачає зменшення вмісту або видалення з неї забруднювальних компонентів: органічних речовин, колоїдних чи завислих твердих частинок, а також знищення хвороботворних бактерій та ін.

Класифікація методів біологічної очистки стічних вод (рис. 25). Використання біологічних методів для очистки стічних вод ґрунтується на здатності різних груп мікроорганізмів використовувати органічні забруднення стічних вод в якості продуктів харчування, в результаті чого вони отримують енергію для своєї життєдіяльності і конструктивний матеріал для відтворення власних клітин, а стічна вода звільняється від цих забруднень.

Розрізняють методи природного та штучного біологічного очищення (Таблиця 6).

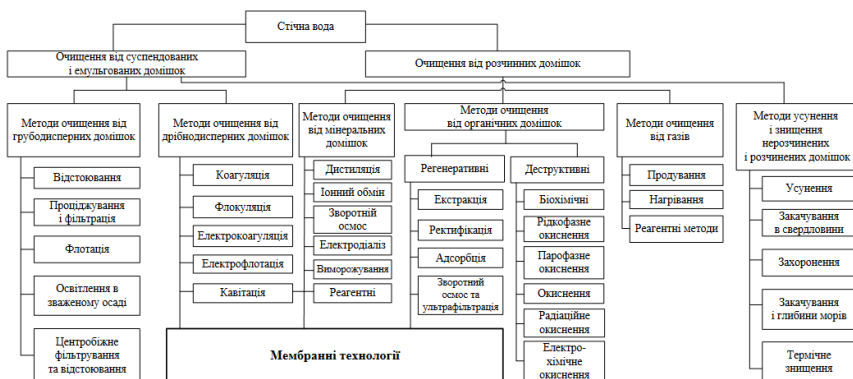


Рис. 25. Удосконалена класифікація методів очищення стічних вод

Таблиця 6

Типові показники окисної потужності природних та штучних методів біологічного очищення стічних вод

Тип споруди	Кількість споживаного кисню, г БСК на 1 м ² (для полів) або 1 м ³ на годину	Площа, га при витраті 10000 м ³ /добу, у перерахунку на ХСК вх. = 1000 мгО/дм ³
Споруди природного біологічного очищення:		
поля зрошення	0,2–1	80–250
- поля фільтрації	0,5–10	5–100
- окиснювальні ставки	0,5–10	5–100
Споруди штучного біологічного очищення:		
біофільтри	2–100	0,2–5
- аеротенки	5–300	0,05–2
- окситенки	200–2000	0,01–0,1
- шахтні апарати	200–1500	0,005–0,02

Методи природного біоочищення включають мулові майданчики (мулові карти), поля зрошення, поля фільтрації (грунтові методи), системи підземної фільтрації, фільтруючі траншеї, колодязі та касети, піщано-гравійні фільтри, біопруди, інфільтраційні ставки, лагуни [5, 6].

Порівняльна характеристика очищення стічних вод різними методами наведена в таблиці 7.

Таблиця 7

Порівняльна характеристика очищення стічних вод різними методами

Метод очищення	Ступінь видалення (%)			Об'єм отриманого мулу (% об'єму стічних вод)
	Зважені тверді речовини	Біологічне споживання кисню (БСК)	Бактерії	
Первинне очищення				
Відстій	40–95	30–35	40–75	0,1–0,5
Хімічне осідання	75–95	60–80	80–90	0,5–1,0
Зливання очищених стічних вод	35–80	25–65	40–75	0,025–0,05
Вторинне очищення				
Крапельна фільтрація	20–80	60–90	70–85	0,1–0,5
Оброблення активним ілом	70–97	70–96	95–99	1,0–2,0

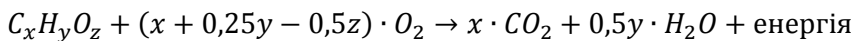
Основні біохімічні процеси при аеробному очищенні.

При аеробному очищенні стічних вод протікають два основні біохімічні процеси: окиснення органічного вуглецю та нітрифікація. В результаті утворюється біомаса активного мулу. Типовий вміст основних елементів у біомасі активного мулу, г/кг.

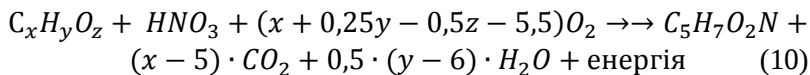
C – 400–600, H – 50–80, O – 250–350, N – 80–120, P – 10–25,
S – 5–15, Fe – 5–15

Окиснення органічних забруднень мікроорганізмами можна уявити як сукупність реакцій енергетичного та конструктивного обміну із споживанням органічної речовини, наприклад, з формулою складу $C_xH_yO_z$ та утворенням біомаси умовного складу (у мольних співвідношеннях) $C_5H_7O_2N$ (близького до хімічного складу активного мулу більшості очисних споруд).

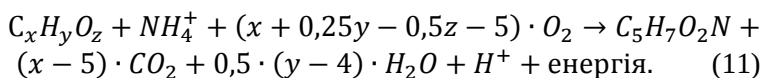
Енергетичний обмін (повна мінералізація органічної речовини):



Конструктивний обмін (синтез клітинної речовини) під час використання нітратів як джерело азоту для мікроорганізмів:

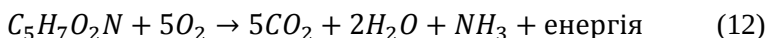


при використанні амонійного азоту мікроорганізмами:



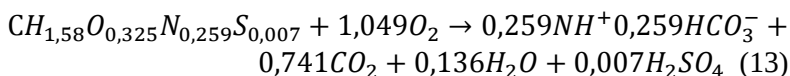
Знаючи співвідношення виходу біомаси до спожитого субстрату (в цьому випадку $C_5H_7O_2N$ до $C_xH_yO_z$), тобто економічний коефіцієнт $Y_{x/s}$, можна складати сукупний матеріальний баланс реакції окиснення органічних забруднень з урахуванням енергетичного та конструктивного обміну.

Утворений мул може надалі проходити процес мінералізації:



В цьому випадку на 1 мг активного мулу споживається 1,42 мг O_2 (величина ХСК 1 мг активного мулу).

Повну мінералізацію (без утворення біомаси) білкових компонентів умовного складу $CH_{1,58}O_{0,325}N_{0,259}S_{0,007}$ (вміст атомів елементів у молекулі білка наведено у перерахунку на 1 атом вуглецю) можна представити таким чином:



Для повного окислення 1 г білка наведеного вище складу потрібно 1,48 г кисню, 1 г вуглеводів – 1,07 г, 1 г жирів – 2,9 г кисню.

Співвідношення конструктивного та енергетичного обмінів у мікроорганізмів активного мулу змінюється залежно від складу біоценозу, якості стоку та ступеня очищення. З підвищенням віку мулу це співвідношення падає і відповідно зменшується кількість активного мулу, що надмірно утворюється.

Для мікрофлори, що формує ущільнені ценози, такі як біоплівки, характерно майже повне використання субстрату підтримки життєдіяльності організмів незалежно від зростання клітин. Це зумовлює низький вихід біомаси від субстрату та незначний її приріст. Для субстратів, що легко деградують, зі збільшенням відношення БСК/ХСК на 1 г споживаного кисню біомаси утворюється менше.

Таблиця 8

Порівняльна характеристика параметрів роботи мембранного біореактора зі звичайним біологічним очищенням

Параметр очищеної води, мг/л	Мембранний біореактор	Традиційна технологія
БПК ₅	< 0,4	10–30
Зважені речовини	< 0,4	10–30
Мутність	< 0,1	10–20
NH ₃ -N	< 0,5	< 5
Загальний азот	< 5	< 10
Загальний фосфор	< 0,2	< 1

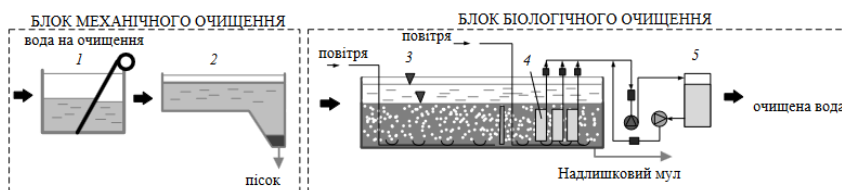


Рис. 26. Узагальнена технологічна схема мембранного очищення води: 1 — решітки; 2 — пісковловлювач; 3 — аеротенк; 4 — блок мембранної фільтрації; 5 — ємкість очищеної води

Рекомендована література [4, 5, 6, 7, 8, 22, 23].

Тема 8. Очищення стічних вод в аеротенках. Принципи очищення стічних вод активним мулом в аеротенках.

Аеротенками називають споруди, в яких в умовах безперервної штучної аерації здійснюється біологічна очистка стічних вод за допомогою вільноплаваючого активного мулу - біоценозу мікроорганізмів, головну роль в якому відіграють бактерії.

Аеротенки класифікують за наступними основними ознаками:

- за гідродинамічним режимом - аеротенки-витиснювачі, аеротенки змішувачі і аеротенки з розосередженим впуском стічних вод (проміжного типу);

- за навантаженням на активний мул - високонавантажувані (аеротенки на неповну очистку), нормально навантажені (на повну очистку) і аеротенки продовженої аерації (на повну очистку із стабілізацією активного мулу).

До аеротенків продовженої аерації відносяться також циркуляційні окиснювальні канали. Аеротенки, в яких підтримуються підвищені дози мулу (5 г/дм^3 і більше), називаються високопродуктивними (до них можуть відноситись у цьому випадку звичайні і навіть аеротенки продовженої аерації);

- за способом регенерації активного мулу - аеротенки без окремої регенерації активного мулу і аеротенки з окремою регенерацією активного мулу (аеротенки з регенераторами);

- за кількістю ступенів очистки - одноступінчасті, двоступінчасті та багаступінчасті. При цьому під ступенем очистки розуміють частину загальної біохімічної системи, у якій підтримується специфічна культура мулу;

- за режимом введення стічних вод в аеротенк - проточні, напівпроточні з перемінним робочим рівнем і періодичної дії (контактні);

- за конструктивними ознаками:

- за типом системи аерації - аеротенки з пневматичною, механічною, пневмомеханічною та гідропневматичною аерацією;

- за способом компонування з вторинними відстійниками - аеротенки з окремо розташованими вторинними відстійниками і

аеротенки, зблоковані із вторинними відстійниками (аеротенки-відстійники, аеротенки-освітлювачі, аеротенки-акселатори);

- за конструкцією зони аерації - коридорні, прямокутні чи круглі у плані.

Найбільш чисельною групою біоценозу активного мулу є бактерії, кількість яких складає від 1×10^9 до 4×10^{10} на 1 г сухої речовини мулу. В залежності від умов існування і виду забруднень стічних вод у мулі розвивається від 1 до 5-8 груп бактерій. При очистці міських стічних вод найбільш поширеною й багаточисельною групою є бактерії родів *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Bacterium*, *Pseudobacterium* і *Bacillus*.

Бактерії активного мулу відносяться до різних фізіологічних груп, кожна з яких об'єднує організми з однаковими харчовими потребами. В активному мулі присутні: амоніфікуючі; целюлозорозкладаючі; жиророзщеплюючі; нітрифікуючі й денітрифікуючі бактерії.

В активному мулі розвиваються мікроорганізми усіх трьох температурних груп - психрофільні, мезофільні й термофільні, але домінують факультативні психрофіли та мезофіли.

В умовах достатньої концентрації кисню в активному мулі переважають аероби, однак поряд з ними поширені й факультативні анаероби.

В активному мулі виявляються також і облігатні анаероби, існування яких можливе в мікрозонах з малим вмістом кисню чи повною його відсутністю. Такі мікрозони можуть виникати всередині пластівців активного мулу, коли їх розмір та густина збільшуються. Зміна температурного і кисневого режимів в аеротенку призводить до зміни співвідношень між мікроорганізмами різних екологічних груп.

До складу біоценозу активного мулу крім бактерій входять також найпростіші, водні гриби, личинки комах, водні кліщі, хробаки.

Найпростіші в активному мулі представлені саркодовими (*Sarcodina*), джгутиковими інфузоріями (*Mastigophora*), війчастими інфузоріями (*Ciliata*) і смоктальними інфузоріями (*Suctoria*).

В активному мулі простіші виконують різноманітні функції. Не приймаючи участь в процесах очистки, вони поїдають

поряд із молодими старі бактерії і тим самим зумовлюють омолодження мулу та розвиток нових життєздатних клітин.

Простіші виконують також і санітарну функцію, поїдаючи патогенні мікроорганізми, показником чого є зниження вмісту кишкової палички в аеротенках на 95-98 %.

Хімічний склад активного мулу визначається хімічним складом кліткової речовини мікроорганізмів і залежить від складу очищуваних стічних вод та технологічного режиму їх очистки (50,5 % C, 33,2 % O, 7,6 % H і 8,7 % N).

Мікроелементи - бор, ванадій, залізо, кобальт, марганець, молібден, мідь тощо. Мікроелементи є складовими частинами ферментів, вітамінів й інших життєво важливих сполук клітини.

Механізм вилучення органічних речовин із стічних вод та їх споживання мікроорганізмами.

Перша стадія- масопередача органічної речовини із рідини до поверхні клітини;

Друга стадія- дифузія органічної речовини через напівпроникні мембрани, якій передують в необхідних випадках гідроліз органічних забруднень з утворенням продуктів, здатних дифундувати через мембрани клітин;

Третя стадія - метаболізм дифундованих продуктів із виділенням енергії і синтезом клітинної речовини.

На першій стадії швидкість протікання процесу визначається законами дифузії речовин у рідині і в значній мірі - гідродинамічними умовами в аеротенку.

Для переносу речовин всередину клітини на другій стадії більшість домішок стічних вод повинна бути гідролізована. Висока гідролітична активність мулу зумовлена як ферментами живих клітин, так і гідролазами, що надходять у воду в результаті загибелі й лізису мікробних клітин.

Гідролітичному розщепленню піддаються і колоїдні, і нерозчинні домішки, а також розчинні речовини, якщо розмір їх молекул перешкоджає переносу через цитоплазматичну мембрану. Завдяки дії екзоферментів на поверхні клітин утворюється складний комплекс вихідних речовин, ферментів і продуктів ферментативних реакцій.

Масопередача забруднень із стічної води до поверхні мікробних клітин, їх сорбція і перенос через цитоплазматичну мембрану клітини і складають у сукупності процес вилучення забруднень із стічних вод.

Одночасно з початком переносу речовин через цитоплазматичну мембрану починаються їх метаболічні перетворення всередині клітини – тобто третя стадія біохімічного процесу. Процеси окиснення речовин у клітині йдуть значно повільніше, на них витрачається зазвичай декілька годин, впродовж яких суміш стічної води та активного мулу безперервно аерують.

Основні технологічні параметри та схеми роботи аеротенків [5].

L_{en} і L_{ex} - відповідно БСК_{повн} стічних вод на вході та на виході з аеротенка, мг/л; $Q_{доб}$ - розрахункова добова витрата стічних вод які підлягають очищенню, м³/добу; S - зольність мулу, частка одиниці; W - об'єм аеротенка, м³; M - маса сухої речовини активного мулу, вміщеної в аеротенку, кг.

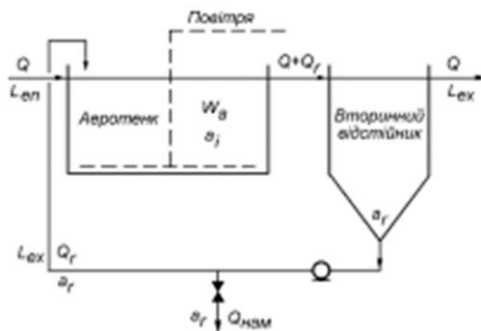


Рис. 27. Блок-схема процесу біологічної очистки стічних вод в аеротенках [5]

Аеротенки-витиснювачі (рис. 28) представляють собою коридорні споруди, в яких кожна порція суміші стічних вод і активного мулу проходить послідовну очистку без повного змішування з усім об'ємом мулової суміші, яка знаходиться в аеротенку.

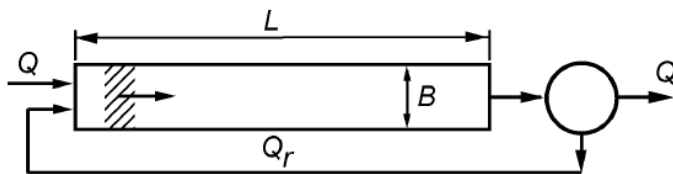


Рис. 28. Схема аеротенка - витиснювача [5]

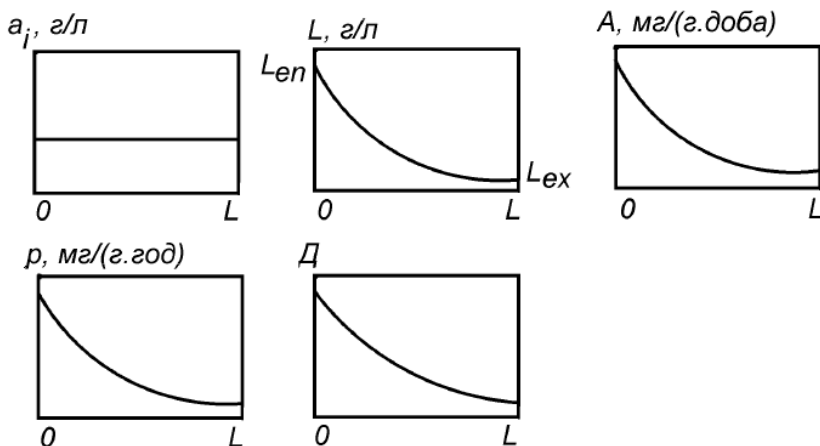


Рис. 29. Зміна основних технологічних параметрів по довжині аеротенка - витиснювача: a_i - концентрація активного мулу; L_{en} - зміна БСК_{повн} стічних вод по довжині; A - навантаження на активний мул; p - швидкість окислення забруднень активним мулом; D - зміна кисню по довжині [5]

Конструкції аеротенків-витиснювачів.

Аеротенки-витиснювачі можуть працювати в режимах біологічної очистки як без регенерації, так і з регенерацією активного мулу. При здійсненні біологічної очистки без регенерації активний мул і освітлена стічна вода надходять в перший коридор аеротенка: з верхніх каналів активного мулу й стічних вод - для три коридорних аеротенків і з нижніх каналів активного мулу й стічних вод - для дво- і чотирьокоридорних аеротенків (рис. 30).

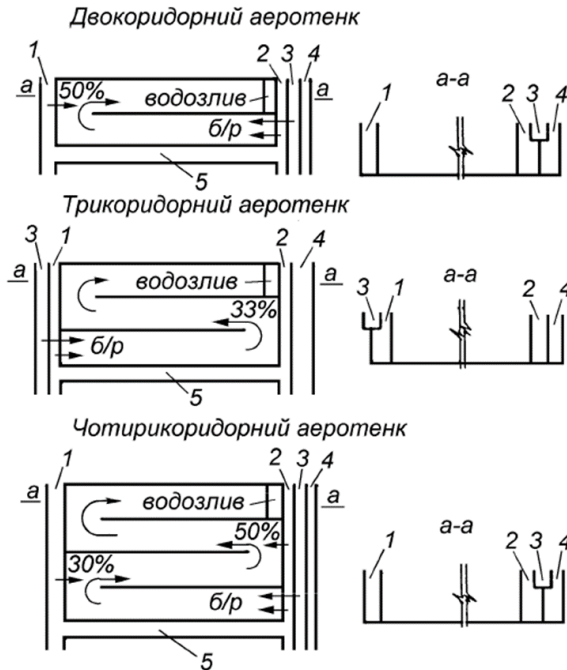


Рис. 30. Схема коридорних аеротенків-витиснювачів: 1 - верхній розподільний канал освітлених (у первинних відстійниках) стічних вод; 2 - нижній канал освітлених стічних вод; 3 - канал активного мулу; 4 - розподільний канал вторинних відстійників; 5 - з'єднувальний (перепускний) канал [5]

При роботі аеротенків-витиснювачів у режимі біологічної очистки з регенерацією активний мул завжди подається на початок першого коридору, а освітлені стічні води - на початок наступних коридорів аеротенка. Об'єм регенераторів двокоридорних аеротенків може складати 50 % від загального об'єму аеротенків (так звана 50 %-а регенерація активного мулу). Активний мул подається при цьому в перший коридор із нижнього каналу мулу, а освітлена вода - на початок другого коридору із верхнього каналу стічних вод.

Трикоридорні аеротенки можуть працювати в режимі з 33 %-ою регенерацією активного мулу (подача мулу здійснюється на початок першого коридору з верхнього каналу активного мулу, а освітлених стічних вод - на початок другого коридору із нижнього каналу стічних вод). Аналогічним чином чотирикоридорні аеротенки можуть працювати в режимі з 25 чи 50 %-ою регенерацією активного мулу.

Аеротенки-змішувачі – аеротенки повного змішування, (рис. 31) – споруди, в яких порції стічних вод і активного мулу майже миттєво перемішуються із всією масою мулової суміші, що знаходиться в аеротенку.

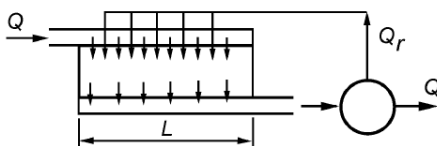


Рис. 31. Схема аеротенка-змішувача [5]

Якщо в аеротенку-витиснювачі бактерії проходять практично повний цикл свого розвитку, то в аеротенку змішувачі вони підтримуються на певній фазі розвитку, адаптуються до складу забруднень очищуваних стічних вод, що забезпечує максимальну швидкість окиснення забруднень.

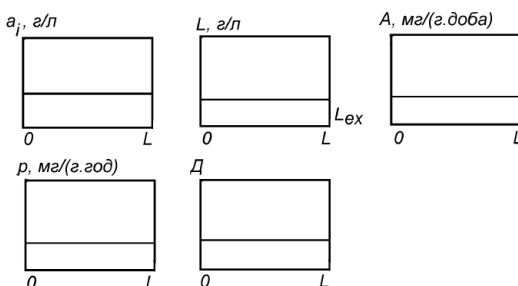


Рис. 32. Зміна основних технологічних параметрів по довжині аеротенка-змішувача

Швидке перемішування стічної води і рециркуляційного мулу із усією масою мулової суміші дозволяє рівномірно розподілити органічні забруднення і розчинений кисень,

забезпечити роботу аеротенка при постійному навантаженні на активний мул (Таблиця 9).

Таблиця 9

Показники якості вихідного стоку за різних режимах навантаження аеротенків

Тип аеротенка	Навантаження по органічній речовині, кг/кг а _{св} ·добу.	Якість вихідного стоку
Низьконавантажуваний	0,05–0,20	Високе видалення 90-96% БСК, повна нітрифікація, БСК _{вих} . <10 мгО ₂ /дм ³ , концентрація завислих частинок <10 мг/дм ³ , амонійного азоту <5 мг/дм ³ .
Стандартний	0,2–0,5	Від повної нітрифікації на нижній межі інтервалу до відсутності нітрифікації на його верхній межі. Вилучення 85-95% БСК.
Висконавантажуваний	0,5–2,0	Висока швидкість видалення БСК на одиницю маси мулу. Можливе вилучення 75–85% БСК.

Опис основних технологічних схем очистки стічних вод в аеротенках наведено [5, 6]. Опис технологічного обладнання аеротенків наведено [5, 6, 7].

Рекомендована література [5, 6, 7, 8, 11, 22, 23].

Тема 9. Очищення стічних вод на біофільтрах.

Біологічний фільтр - це споруда, в якій біологічна очистка відбувається при протіканні стічних вод через шар завантаження, поверхня якого вкрита біоплівкою з колоній аеробних мікроорганізмів.

Біоплівка являє собою складний просторово зорієнтований за висотою біофільтра біоценоз, видовий склад якого визначається технологічними параметрами процесу біофільтрування, складом і властивостями очищуваних стічних вод, а також зміною в них за висотою біофільтра концентрацій кисню й органічних речовин. Товщина біоплівки 1 мм, може досягати 2-3 мм.

Класифікація біофільтрів

1. За способом контакту біоплівки із очищуваними стічними водами:

- біофільтри, що заливаються очищуваними стічними водами;
- біофільтри, що зрошуються очищуваними стічними водами;
- біофільтри, що занурюються в очищувані стічні води.

2. За типом завантаження біофільтри поділяють на біофільтри із об'ємним (щебінь, гравій, керамзит, шлак тощо) і площинним (пластмаси, азбестоцемент, кераміка, метал тощо) завантаженням.

Біофільтри з об'ємним завантаженням за розміром і висотою завантаження поділяються на:

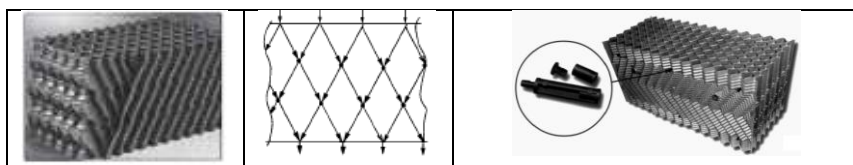
- краплинні, які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 20-40 мм і висоту шару завантаження 1,5-2 м;
 - високонавантажувальні, які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 40-60 мм і висоту шару завантаження 2-4 м (у вітчизняній практиці високонавантажувальні біофільтри з висотою шару завантаження більшою 2 м і штучною вентиляцією отримали назву аерофільтри);
 - вежні (великої висоти), які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 60-80 мм і висоту шару завантаження 8-16 м;
- об'ємне завантаження біофільтрів має питому вагу 500-1500 кг/м³ і пористість 40-50 %.

Біофільтри з площинним завантаженням поділяють за типом завантаження на (рис. 33):

- біофільтри із жорстким засипним завантаженням у вигляді кілець, обрізків труб й інших елементів із кераміки, пластмаси, металу й ін. матеріалів. У залежності від матеріалу завантаження його питома вага становить $100-600 \text{ кг/м}^3$, пористість - $70-90 \%$, а висота шару завантаження - $1-6 \text{ м}$;



- біофільтри із жорстким блочним завантаженням у вигляді решіток чи блоків, що збираються з плоских чи гофрованих листів, найчастіше пластмасових (полівінілхлорид, поліетилен, поліпропілен, полістирол й ін.). Питома вага пластмасового завантаження становить $40-100 \text{ кг/м}^3$, пористість - $90-97 \%$, а висота шару завантаження - $2-16 \text{ м}$. Питома вага азбестоцементного завантаження становить $200-250 \text{ кг/м}^3$, пористість - $80-90 \%$, а висота шару завантаження - $2-6 \text{ м}$;



- біофільтри з м'яким завантаженням (рис. 34) із металевих сіток, пластмасових плівок чи синтетичних тканин (нейлон, капрон), які кріпляться на спеціальних каркасах чи вкладаються у вигляді рулонів. Таке завантаження висота шару 3-8 м має питому вагу 5-60 кг/м³ і пористість - 94-99 %.

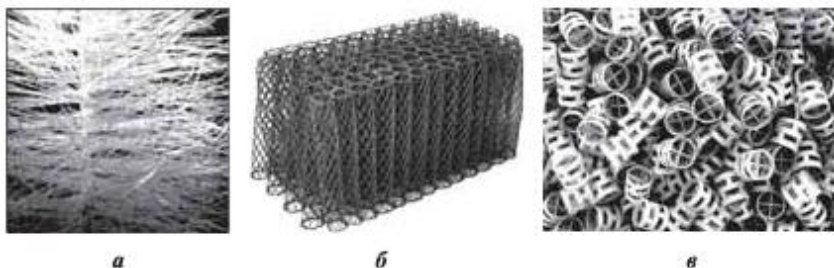


Рис. 34. Біофільтри з м'яким завантаженням: а - йоржа завантаження (штучні водорості); б - завантаження у вигляді порожнистих перфорованих трубок; в – рухоме плаваюче завантаження

3. За способом подачі повітря :

- біофільтри з природною вентиляцією;
- біофільтри із штучною вентиляцією

4. За ступенем очистки: такі, що працюють у режимі повної біологічної очистки стічних вод; такі, що працюють у режимі неповної біологічної очистки стічних вод.

5. За способом розподілу стічних вод по поверхні: з нерухомими водорозподільними пристроями (спринклери, дірчасті труби і жолоби, водоструминні зрошувачі); з рухомими водорозподільними пристроями (реактивні зрошувачі, рухомі наливні колеса).

Схеми біофільтрів наведені [5, 6]. До комбінованих споруд, в яких очищення здійснюється за допомогою біоплівки та активного мулу, відносяться біотенки, біосорбери, системи з

рухомим завантаженням, з розширеним шаром, з псевдозрідженим шаром.

Біотенк є спорудою з вторинним відстійником з аерацією рідини, з активним мулом та завантаженням з різних матеріалів, на поверхні якої розвивається біоплівка (рис. 35)

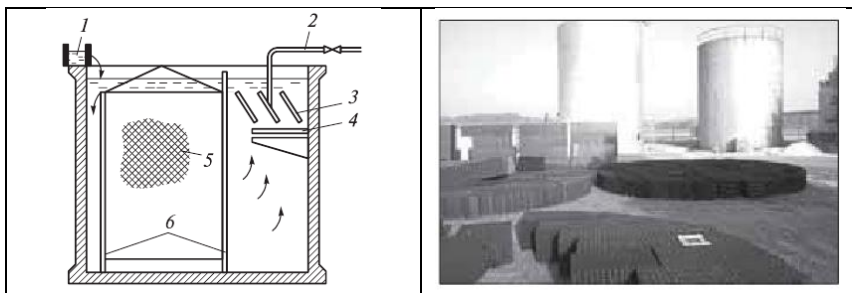


Рис. 35. Схема коридорного біотенка з низьконапірною аерацією: 1 – трубопровід стічних вод; 2 – повітропровід; 3 – завантаження над аератором; 4 – аератор; 5 – основне завантаження; 6 – напрямні

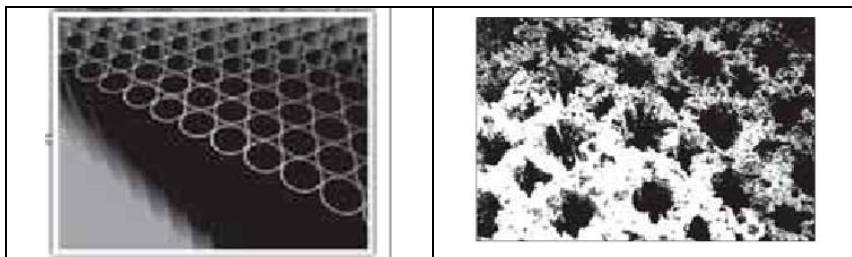


Рис. 36. Внутрішній пристрій занурювальних носіїв біомаси із пластику



Рис. 37. Занурювальні носії, що обросли біомасою

Рідина з мулом циркулює в зазорах між завантаженням. Нитчасті форми мікроорганізмів у таких спорудах затримуються на плівці і не виносяться із споруди, що позитивно позначається на зменшенні величини мулового індексу. В результаті утворення біоплівки (0,5-1,0 кг на 1 м² площі поверхні завантаження при вологості біоплівки 96,5-97%, зольності 25-30%) середня концентрація мулової суміші вища, ніж в аеротенках, і не підвищується істотно на час вступу у вторинні відстійники.

Недолік роботи біотенки – потенційна можливість утворення анаеробних зон усередині біоплівки через масообмінні обмеження. Для очищення стоків із відносно невисокими концентраціями забруднень (ХСК не вище 150–200 мгО/дм³) ефективний біоадсорбційний метод, при якому поєднується адсорбція забруднень на поверхні завантаження, наприклад, на основі активного вугілля.

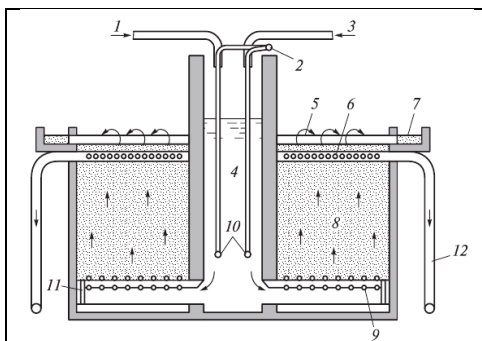


Рис. 38. Біоадсорбер із зваженим шаром вугілля: 1 – стічні води на доочищення; 2 – повітропровід; 3 – циркуляційна вода; 4 – аераційна камера; 5 – водозбірний лоток; 6 – водозбірна система; 7 – периферійний водовідвідний лоток; 8 – біосорбційна секція зі зваженим шаром активного вугілля; 9 – водорозподільна система; 10 – аератори; 11 – гравійний дренаж; 12 – циркуляційна труба



Рис.39. Зовнішній вигляд біоадсорбера безперервної дії із заповненням з коксованого бурого вугілля

При очищенні забруднення-токсиканти адсорбуються вугіллям, і в системі, з одного боку, зменшується інгібуюча дія токсичних речовин на біоценоз, а з іншого – при низьких концентраціях субстратів у стічній воді у шарі, що межує з поверхнею активного вугілля, підвищуються локальні концентрації та прискорюється розкладання субстрату.

Основна маса забруднень вилучається із стічних вод у верхньому шарі завантаження біофільтрів висотою до 0,5 м, де в стічних водах спостерігається максимальний вміст органічних

речовин. Головну роль при цьому відіграють бактерії *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Sphaerotilus*, *Chromobacter* й ін.

Поряд із бактеріями у верхній зоні інтенсивно розвиваються гриби, нитчасті бактерії, безбарвні джгутикові - тобто організми, здатні інтенсивно поглинати з води органічні речовини. Гриби в біоплівці можуть складати значну частину (до 30 %) біомаси. Надмірний розвиток грибів і нитчастих бактерій у верхньому шарі може перешкоджати проходженню стічної води через завантаження, погіршувати надходження повітря в біофільтр.

Із простіших у верхньому шарі завантаження часто зустрічаються *Paramecium caudatum*, *P. putrinum*, *Colpidium colpoda*. Поверхня біофільтра часто покривається шаром водоростей, які з потоком води можуть попадати і в нижчі шари завантаження. У верхній зоні біофільтра приріст біомаси найбільший, однак у видовому складі він не дуже різноманітний.

У середній зоні завантаження біофільтра із зниженням вмісту в стічних водах органічних речовин зменшується чисельність гетеротрофів – грибів і бактерій, особливо нитчастих. Із простіших переважають рівновійчасті й черевновійчасті інфузорії, починають з'являтися кругловічасті інфузорії та коловертки. Нижня зона завантаження біофільтра характеризується великим різноманіттям організмів при їх малій чисельності та біомасі. У бактеріальному населенні переважають бактерії-нітрифікатори *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*.

Найпростіші представлені, головним чином, черевно- і круговійчастими інфузоріями. У великій кількості розвивається небактеріальне населення біоплівки - круглі і малощетинкові хробаки, які живляться біоплівкою, що змивається з верхніх шарів завантаження. Мінералізуючи біоплівку, хробаки запобігають замуленню завантаження.

Схема біохімічних процесів в класичних біофільтрах наведена [5] та рис. 40. Схема окиснювальних процесів, що відбуваються в біоплівці наведена на рис. 41.

Представники біоценозів біоплівки пов'язані між собою харчовими відносинами. Перший трофічний рівень у харчовому ланцюжку в біофільтрах займають гетеротрофні бактерії й гриби.

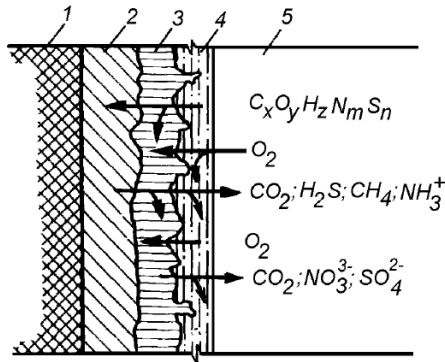


Рис. 40. Схема обміну речовин в елементарному шарі біофільтра:
 1 - матеріал завантаження; 2 - анаеробна зона біоплівки;
 3 - аеробна зона біоплівки; 4 - стічна вода; 5 - повітря [5]

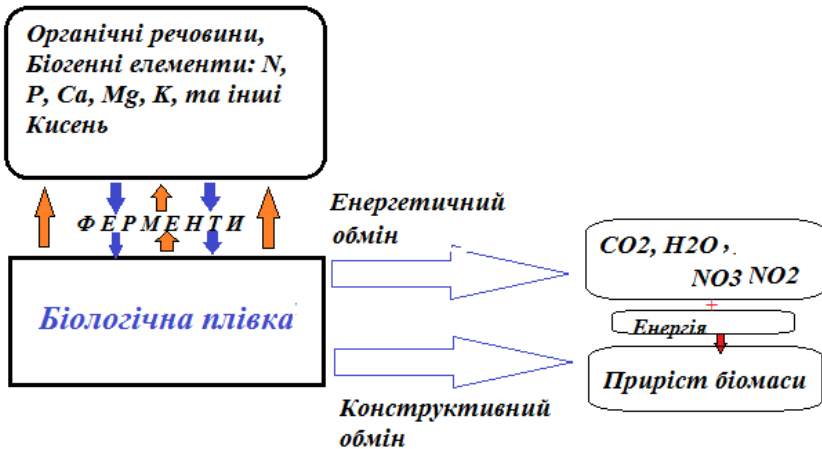


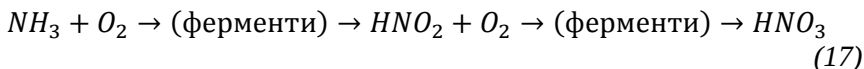
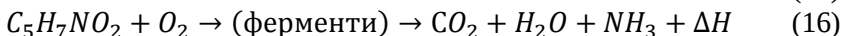
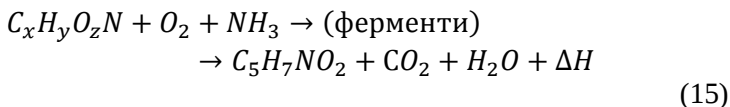
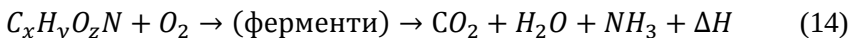
Рис. 41. Схема окиснювальних процесів, що відбуваються в біоплівці

На другому рівні знаходяться найпростіші, коловертки і нематоди, на третьому рівні знаходяться хробаки, личинки комах (рис. 42).



Рис. 42. Трофічна піраміда активного мулу (біоплівки)

Сумарні реакції біохімічного окиснення в аеробних умовах:



$C_xH_yO_zN$ - всі органічні речовини стічних вод;
 $C_5H_7NO_2$ - умовна формула клітинної речовини бактерій;

Реакція (14) показує характер окиснення речовини для задоволення енергетичних потреб клітини (катаболічний процес), реакція (15) - для синтезу клітинної речовини (анаболічний процес). Витрати кисню на ці реакції складають $BCK_{\text{повн}}$ стічної води. Реакції (16 і 17) характеризують перетворення клітинної речовини в умовах нестачі поживних речовин.

Рекомендована література [2, 4, 5, 6, 7].

Тема 10. Анаеробне біологічне очищення.

Біоценози та біохімічні процеси при анаеробному очищенні.

Анаеробні біоценози являють собою флокули, біоплівки та гранули мулу. Розвиваються в екосистемах з домінуванням аноксигенних та анаеробних умов, у яких протікають процеси бродіння, аноксигенного окиснення (анаеробного дихання) та метаноутворення. Такі умови спостерігаються в анаеробних біореакторах при очищенні стічних вод та зброджуванні органічних відходів, у центральних зонах великих флокул у нижніх шарах біоплівки.

Аноксигенне окиснення органічних субстратів включає процеси денітрифікації та сульфатредукції, що протікають за наявності іонів NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} і, як правило, за відсутності кисню. Ці процеси використовуються для видалення сполук азоту та сірки зі стічних вод.

Основний процес, який відбувається в анаеробних умовах і використовується для розкладання та видалення органічних забруднень та відходів – **метаногенез**.

Аноксигенного окиснення та анаеробного зброджування піддаються органічні субстрати та ксенобіотики: природні полімери (целюлоза та білки), вуглеводи та жири, органічні спирти, кислоти та основи, вуглеводні.

Важливий фактор, що управляє анаеробними процесами - окислювально-відновний потенціал середовища. Облігатні анаероби можуть здійснювати обмін речовин при E_h не вище (+110) - (+170) мВ але розмножуються вони при більш низьких значеннях E_h (-330) - (-260) мВ.

Таблиця 10

Порівняльна характеристика стійкості та ефективності аеробних та анаеробних процесів очищення стічних вод

Параметр	Анаеробна очистка	Аеробна очистка
Стійкість до навантаження за органічними забрудненнями	Висока	Середня
Ступінь очищення за БСК ₅	Середня (від 60 до 90%)	Висока (95%)
Видалення біогенів	Стимуляція для наступного видалення фосфору, розкладання білкових сполук до амонійного азоту, денітрифікація	Розкладання амонійного азоту до нітритів та нітратів, фосфор не видаляється
Вихід біомаси	Низький	Високий
Енергетичні потреби	Низькі	Високі
Вимоги бактерій до вмісту біогенних елементів у стічних водах	Низькі	Високі
Виробництво біогазу	+	-
Здатність збереження стабільності процесу в при токсичних речовин	Від середньої до високої	Від низької до середньої
Аерозольні викиди	Відсутні	+
Період запуску	Від 2 до 4 місяців	Від 2 до 4 тижнів

Таблиця 11

Переваги анаеробного процесу порівняно з аеробним
при біологічному очищенні стічних вод

Анаеробний процес	Аеробний процес
Стійкість до високого вмісту органіки. Процес задовільно функціонує при концентрації БСК₅ в стічних водах більше 1000 мгО₂/дм³	Присутність відновників у великих концентраціях пригнічує аеробний процес. При БСК₅ 500-1000 мгО₂/дм³ обмежується перенесення кисню від рідини до клітин бактерій
Біоценоз витримує припинення подачі харчування протягом місяця, задовільно функціонує в умовах нерівномірного припливу стічних вод	Аероби чутливі до голодування та нерівномірному припливу стічних вод
Стійкість до нестачі біогенів у стічних водах. Анаероби задовільно функціонують при співвідношенні БСК₅:N:P - 400:7:1, процес зберігає стійкість при співвідношенні 1000:7:1	Необхідне співвідношення БСК₅:N:P - 100:1:5 (у побутових стічних водах) зберігає стійкість при співвідношенні 100:5:1 (суміш побутових та промислових стічних вод). При нестачі азоту та фосфору розвиваються нитчасті бактерії, і процес очищення порушується зазвичай при складних промислових стоках (БСК₅:N:P— 100:3:0,5)
Приріст мулу в середньому в 10 разів менше, ніж при аеробному процесі. Складає 0,1-0,2 кг біомаси на 1 кг БСК₅, що видаляється. При незадовільної експлуатації анаеробних реакторів, а також у початковій стадії приріст може знижуватися до 0,01 кг біомаси на 1 кг БСК₅	Приріст від 0,5 до 1,5 кг. біомаси на 1 кг. видаленого БСК₅. Проблеми з утилізацією надлишкового активного мулу
Висока стійкість до токсикантів. Розкладаються складні ксенобіотики, хлорорганічні сполуки, аліфатичні гідрокарбонати (трихлоретилен, тригалометан), лігнін, фенол	Незначна стійкість до токсикантів. При шоківих навантаженнях розвивається нитчасте набряки або біоценоз мулу руйнується

Таблиця 12

Недоліки анаеробного процесу порівняно з аеробним
при біологічному очищенні стічних вод

Анаеробний процес	Аеробний процес
Невеликі швидкості реакції процесу. Широко застосовується тільки в технології глибокого видалення N та P, де під анаеробний процес використовується 1/3 об'єму від аеробних реакторів, оскільки видаляються виключно P і N, а органіка більше ефективно видаляється на попередній або наступній аеробній стадії. Для видалення органіки потрібно більше час перебування, ніж у аеробному процесі	Ефективне видалення органіки (на 95%) за 5-7 годин, високі швидкості реакції процесу
Велика вологість надлишкового мулу до 100%	99,2%
Іноді спостерігається погана осадження та спливання мулу за рахунок утворення надлишкової кількості газів	Схильність до спухання активного мулу
При первинному запуску очисних споруд потрібно не менше місяця або двох на нарощування біомаси	Нарощування мулу при первинному запуску очисних споруд 3-5 тижнів

Забезпечити анаеробну зону легкоокислюваною розчинною органікою можна трьома способами:

- 1) подачею в анаеробний реактор неочищених стічних вод без первинного відстоювання. Однак, це можливо тільки за умови незначного вмісту важкоокиснювальних і токсичних сполук, які можуть несприятливо впливати на активний мул аж до провокації його спухання;
- 2) подачею в анаеробний реактор готових хімічних сполук або їх розчинів, наприклад, метанолу;
- 3) подачею в анаеробний реактор освітлених стічних вод, що містять продукти ацидофікації сирого осаду.

Принцип роботи метантенків. Технологічні схеми, конструкція [4, 5, 7].

Анаеробні реактори нового покоління (UASB-реактори; EGSB-реактори; IC-реактори; реактори Biomar® ASB; BFB-реактори). Анаеробні гібридні реактори (рис. 43-44) [7].

Стічні води надходять до UASB знизу, проходячи через зону осаду. Осад і стічні води контактують, викликаючи анаеробну реакцію з виділенням біогазу, який піднімається у верхню частину трифазного сепаратора для поділу газу, твердої речовини та рідини. UASB може розпадатись понад 80% органічних забруднювачів та завершувати анаеробну реакцію. Шар внизу реактора щільніший (sludge bed), висотою 1,5–2,5 м з концентрацією біомаси 50–100 кг/м³, а вище – розріджений (sludge blanket) із концентрацією біомаси 5–20 кг/м³. Швидкість руху води у UASB-реакторі 0,5–1,5 м/год. Завдяки руху рідини і пухирцям газу, що утворюються, забезпечується перемішування всередині шару мулу, що сприяє інтенсивному протіканню процесу.

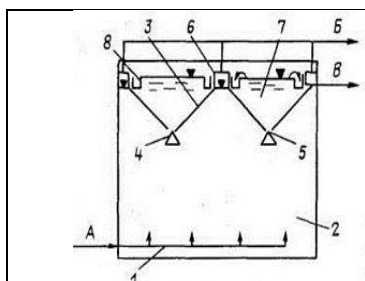


Рис. 43. UASB реактор: А-очищувані стічні води; Б-біогаз; В-очищені стічні води: 1-розподільна система стічних вод; 2-зона зброджування; 3-газонаправляюча перегородка; 4-дефлектор; 5-щілина (вхід у відстійну зону); 6-газозбірний короб; 7-зона відстоювання; 8-водозбірний лоток

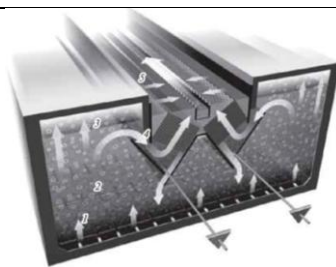


Рис. 44. Схема потоків у реакторі Biomar® ASB

1- розподільник потоку;
2 – анаеробний мул; 3 – газовий купол; 4 - газоілорозділювач;
5 – канал для очищеної води

Пристрій реактора (рис. 44) при створенні високих концентрацій мулу дозволяє досягати великих навантажень за мезофільних та психрофільних умов – до 10–15 кг/(м³·добу) за час перебування води 5–50 год. Реактор забезпечує стабільне

зброджування при ХСК у воді на вході $>1500\text{--}2000\text{ мгО/дм}^3$ за ступенем видалення ХСК 70–90%, БСК 50–80%, суспендованих частинок 60–80%. Гідравлічне навантаження на реактор забезпечується за допомогою лінії рециркуляції очищеного стоку, що відбирається з різних за висотою частин реактора в систему розподілу, розташовану на дні

Одним із варіантів розвитку UASB-реактора є EGSB-реактор (expanded granular sludge bed) – реактор з розширеним та зваженим шаром гранульованого мулу (рис. 45-46).



Рис. 45. Гранули анаеробного мулу



Рис. 46 Мікроагрегати бактерій *p. Methanosarcina*, присутніх у гранульованому метаногенному мулі



Рис.47.Скануюча електронна мікрофотографія клітин *Methanosaeta*, що ростуть у вигляді довгих ниток (а) та коротких ланцюжків (б)



Швидкість висхідного потоку в кілька разів вища (4–12 м/год), ніж у UASB-реакторі, що забезпечується більшим співвідношенням висота/діаметр при висоті до 20 м та/або рециркуляцією стоку (Biobed®-Reactor). Це створює кращі умови перемішування шару мулу, менші застійні зони, прискорює

транспорт субстратів та продуктів реакцій усередині агрегатів. Мул у такому реакторі завжди має форму гранул (рис. 45) та гарні седиментаційні властивості. Завдяки більш інтенсивному масообміну в реакторі можна ефективно переробляти стоки з ХСК до 40 кгО/м^3 , видалення 98% органічних забруднень. Ці реактори часто застосовують при дефіциті площ, оскільки займають менше місця завдяки своїй вертикальній організації (співвідношення висота/діаметр > 2).

EGSB-реактор ефективний при переробці стічних вод, що містять велику кількість жирів і вищих жирних кислот. Очищення в EGSB-системі стабільне до навантажень $30\text{-}35 \text{ кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{добу})$. Недолік EGSB-реактора - вимивання при високих швидкостях висхідного потоку суспендованих частинок і флокул з меншою здатністю седиментації, ніж гранули (рис. 48).

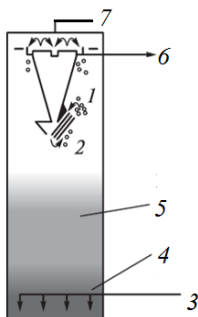


Рис. 48. Принципова конструкція EGSB реактора: 2 – відведення седиментаційного мулу; 3 – подача стічної води; 4 – щільний шар; 5 – зважений шар гранульованого мулу; 6 – газ відпрацьований стік; 7 – біогаз

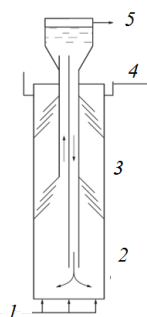


Рис. 49. Принципова конструкція IC-реактора (С. F. Seyfried, 1988): 1 – подача стічної води; 2 – перша ступінь; 3 – друга ступінь; 4 – відведення очищеної води; 5 – газ

В IC-реакторі (internal circulation) – реакторі з внутрішньою рециркуляцією – для запобігання флотуванню та виносу анаеробної біомаси здійснюється часткове відведення газу мінімум на двох рівнях реактора (рис. 49).

Прикладом IC-реактора є реактор, що включає два вертикально розташовані відсіки – два UASB-реактори:

високонавантажуваний і низьконавантажуваний. Конструкція включає циркуляційні труби - підйомну для суміші рідини і газу, що виділяється, і зливу для відсепарованої від газу рідини, а також сепараційні пристрої. Циркуляція забезпечується підйомною силою газу, що виділяється. Робочі навантаження для ІС-реактора – до 30 кг ХСК/(м³·добу). Ступінь видалення ХСК 70-80%.

Модифікацією реактора з внутрішньою циркуляцією є реактор BIOMAR® АНР, висота якого може досягати 25 м. Для кращого перемішування і досягнення високої швидкості висхідного потоку частина біогазу, що утворився, відбирається з реактора і подається знову в його нижній частині (рис. 50).

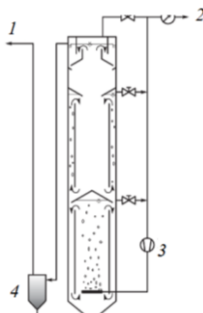


Рис. 50. Реактор BIOMAR® АНР (М. Kruger, 2007): 1 вихід; 2 – газ ; 3 – рециркуляція газу; 4 – напірний розділювач

Біогаз, що утворюється, відводиться як мінімум з трьох різних за висотою рівнів реактора. Вежа реактора має модульну конструкцію і в залежності від потоку стічних вод може бути надбудована при додаванні модулів. У вежі-реакторі відбувається сортування мулу: багаті органікою невеликі частинки піднімаються вгору, тоді як більші частинки мулу з більшою часткою неорганічних компонентів залишаються на дні реактора.

Два анаеробних реактори високої продуктивності BIOMAR® АНР для очищення стічних вод, що утворюються під час виробництва біодизеля (рис. 51).

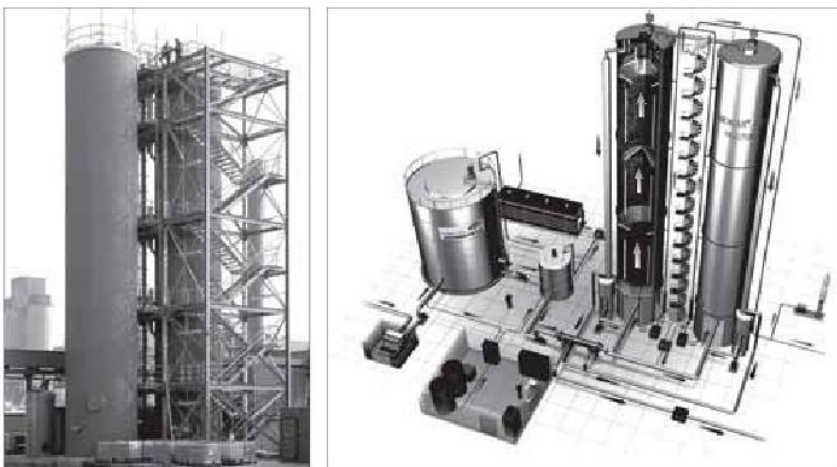


Рис. 51. Зліва – зовнішній вигляд реакторів; праворуч - схематичне зображення даних реакторів з попереднім очищенням, змішувачем-усреднювачем, біофільтром для очищення газів, що відходять, і станцією дозування реагентів

ABR (anaerobic baffled reactor) – перегородчастий реактор (рис. 52)

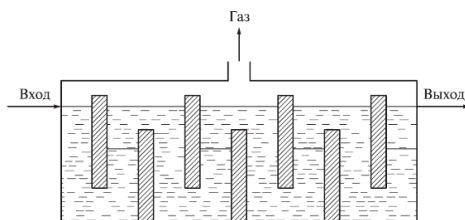


Рис. 52. Реактор із перегородками (дефлекторами)

Переваги реактора цього типу – простота конструкції та відсутність потреби в газо- мулороздільних пристроях, стійкість до перевантажень та токсичних речовин, можливість просторового поділу та послідовного протікання різних фаз бродіння

Недоліки – надто тривалий час перебування рідини в реакторі (від 2 до 15 діб), низьке гідравлічне навантаження, що не перевищує 5 кг/(м³·добу), і як наслідок, великі робочі об'єми та підвищені капітальні витрати.

Гібридний фільтр із шаром мулу зі висхідним потоком, UBF (upflow-sludge bed filter) поєднує реактори AF та UASB. Імобілізація біомаси на носії відбувається у верхній частині реактора, а внизу формується гранульований мул. Носій з біомасою одночасно виконує функцію сепаруючого пристрою для відділення газу від стічної води та утримування біомаси в реакторі. Завдяки цьому зменшується кількість контактної матеріалу та усуваються недоліки класичних анаеробних біофільтрів – замулювання нижніх шарів та проходження забруднень до фільтрату.

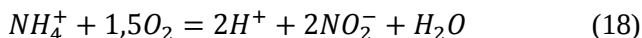
Рекомендована література [4, 5, 7].

Тема 11. Видалення біогенних елементів зі стічних вод. Біотехнології видалення азоту.

Амоніфікація - це бактеріальне перетворення органічних сполук азоту в неорганічні форми, основною з яких є аміак, що накопичується в процесі дезамінування в результаті протеолізу білків рослинного і тваринного походження, що здійснюється гетеротрофними (амоніфікуючими) бактеріями.

У стічних водах азот представлений переважно у вигляді мінеральних (NH₄, NO₂ і NO₃) та органічних (амінокислоти, білки тіл, органічні сполуки) сполук.

Нітрифікація – складний багатоступінчастий процес. Перша стадія нітрифікації, окиснення солей амонію в нітрити (рис. 53, область II), протікає за рівнянням:



Процес нітрифікації здійснюється в результаті життєдіяльності та функціональної активності бактерій, що нітрифікують, які відносяться до хемосинтезуючих автотрофів; присутність у середовищі органічних сполук згубно відбивається з

їхньої розвитку, тому нітрифікація амонійного азоту починається в аеротенках тільки після практично повного окислення вуглецьмістких сполук, що характеризуються показником БСК.

Чутливість нітрифікаторів до розчиненої органіки створює певні труднощі у забезпеченні нітрифікації в аеротенках (на відміну біофільтрів, полів зрошення і фільтрації), оскільки необхідно попереднє задовільне видалення органічних сполук. Пригнічення нітрифікаторів відбувається переважно не самими органічними сполуками, а процесом їх активного окиснення гетеротрофними мікроорганізмами, яким нітрифікатори значно програють у боротьбі розчинений кисень. Чим повніше окиснені органічні речовини, присутні у стічних водах, тим інтенсивніший процес нітрифікації в аеротенках.

Поки є надлишок органічних речовин та інтенсивно розвиваються гетеротрофні бактерії — конкуренти нітрифікаторів за аміак у процесах конструктивного обміну, нітрифікація пригнічена. До того ж гетеротрофні бактерії посилено поглинають, як зазначалося, необхідний нітрифікаторам кисень.

Ще більш чутливі нітрифікатори до неприродної органіки (пестициди, гербіциди) і токсикантів: до ціаністого калію, ціанідів ($0,65 \text{ мг/дм}^3$), фенолу, аніліну, окису вуглецю, метану, цинку, міді, нікелю, ртуті. Практично всі важкі метали є гнітючими нітрифікаторами токсикантами в концентраціях $\geq 5 \text{ мг/дм}^3$.

Для забезпечення нітрифікації при значному вмісті в стічних водах, що надходять на очищення, токсикантів краща 2-х ступінчаста очищення: а) високонавантажувані біофільтри; б) аеротенки.

Процеси нітрифікації залежать від температури стічних вод, що очищаються. При температурі $+9^\circ\text{C}$ знижується швидкість нітрифікації (8°C — мінімально допустима) на 10 %. При температурі понад $+37^\circ\text{C}$ швидкість нітрифікації також знижується через зменшення вмісту у воді розчиненого кисню. У діапазоні температур від 15 до 35°C нітрифікація задовільна і її інтенсивність наростає з підвищенням температури до 35°C .

Нітрифікація — досить повільний процес, який ще більше сповільнюється і пригнічується за браку розчиненого кисню в

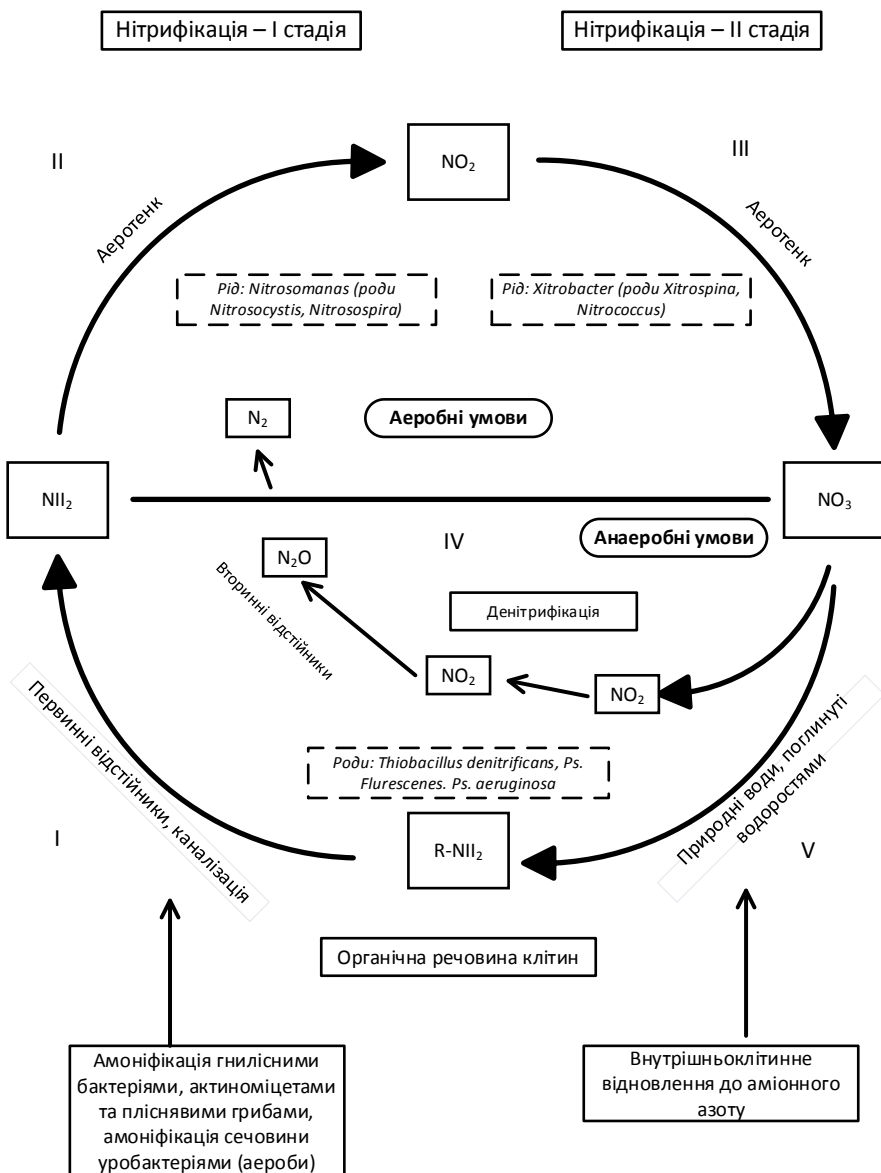
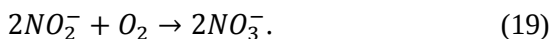


Рис. 53. Схема бактеріальної трансформації азотовмісних речовин на спорудах біологічного очищення

муловій суміші. Мінімально необхідний вміст розчиненого кисню для забезпечення початкової стадії нітрифікації має перевищувати 1 мг/дм³. На перетворення одного міліграма амонійного азоту на нітритний витрачається 2,33 мг розчиненого кисню.

Нітрити – продукт неповного окиснення амонійного азоту. Поява нітритів у очищених стічних водах свідчить про те, що основна частина органічних речовин уже мінералізована та почалася нітрифікація.

Друга стадія нітрифікації — утворення нітратів починається лише за успішному завершенні першої, оскільки надлишок аміаку гальмує розвиток збудників другої фази нітрифікації. Друга стадія нітрифікації (рис. 53, область III) полягає в окисненні солей азотистої кислоти, що утворилися в першій фазі, в солі азотної кислоти. Процес протікає відповідно до рівняння:



Здійснюють другу стадію нітрифікації бактерії пологів родів *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis*, *Nitrospira*. Єдиним субстратом окиснення для них є нітрити.

Швидкості зростання бактеріальної біомаси *Nitrobacter* (утворення азоту нітратів) значно більші, ніж *Nitrosomonas* (утворення азоту нітритів). Бактерії другої стадії ще більш чутливі до несприятливих умов середовища: вмісту розчиненого кисню, рН. У кислому середовищі ці бактерії не розвиваються, оскільки недисоційована молекула азотної кислоти для них є отруйною. У лужному середовищі на них негативно впливає недисоційований іон амонію. З цієї причини бактерії другої стадії нітрифікації функціонують у вузьких межах нейтральних значень рН 7,0-7,6. Нітрат продукуючі бактерії більш вимогливі до вмісту розчиненого кисню (при вмісті 3,5 мг/дм³ нітрифікація на другій стадії досягає максимальних значень). На окиснення 1 мг нітритів до нітратів потрібно 3,4 мг кисню.

Для успішного протікання процесу нітрифікації необхідно не тільки підтримувати в муловій суміші достатню кількість розчиненого кисню, а й подавати в 2-3 рази більше повітря на початок аеротенка та в регенератори, ніж в інші зони аеротенків, а також забезпечити задовільний режим видалення мулу з вторинних

відстійників для попередження його покладів та зростання в ньому кисню поглинання. Однак бактерії другої стадії нітрифікації менш чутливі до токсикантів і відтворюються набагато швидше, ніж бактерії, що забезпечують першу стадію. Тому перша стадія нітрифікації з цих причин частіше буває лімітує.

Для задовільної нітрифікації також необхідні низькі навантаження на активний мул та великий вік мулу (не менше 4 -5 діб). За рахунок великого віку мулу вдається зберігати необхідну чисельність нітрифікаторів. Підтримка низького віку передбачає більш часте відвантаження мулу та значні втрати нітрифікаторів, які повільніше відновлюють свою чисельність, ніж гетеротрофи.

При навантаженнях на мул 400-500 мг БСК, на 1 г активного мулу нітрифікація не забезпечується. При навантаженнях 200-250 мг/г нітрати виникають, особливо влітку. При низьких навантаженнях 100-150 мг/г нітрифікація протікає особливо інтенсивно, і більшість азоту перетворюється на нітрати.

Одночасна нітрифікація-денітрифікація розвивається у великих пластівцях мулу, як показано на рис. 54.

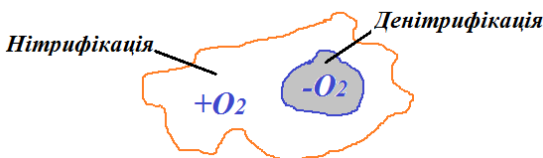


Рис. 54. Нітрифікація-денітрифікація на різних ділянках пластівців активного мулу

Процес денітрифікації позитивний, оскільки дозволяє звільняти воду від окислених форм азоту, а поєднанням процесів нітрифікації та денітрифікації можна знижувати вміст неорганічного азоту на 90% та загального азоту на 80-95%.

Процес відбувається в основному у вторинних відстійниках, особливо в літній період і супроводжується значним виносом пластівців активного мулу, чому сприяє газоподібний азот, що утворюється в муловій масі на дні вторинних відстійників.

Таблиця 13

Необхідні умови, які забезпечують нітрифікацію

Фактори, що впливають	Діапазон значень
Оптимум pH	
I фаза нітрифікації (NO_2)	7,2 – 8,6
II фаза нітрифікації (NO_3)	7,0 – 7,6
Допустима температура, °C	9 - 35
Оптимальная температура, °C	15 - 30
Розчинний кисень, мг/дм ³	
Мінімальний вміст:	> 1,0
Оптимальні концентрації:	
I фаза	1,8 – 3,0
II фаза	2,5 – 3,5
Вміст важких металів, мг/дм ³	< 5
Вік активного мулу (оптимальний), діб	6 - 9

Рекомендована література [4, 5, 6, 7, 8, 22, 23].

Тема 12. Видалення біогенних елементів зі стічних вод. Біологічне видалення фосфору.

Трансформація сполук фосфору в процесі біологічного очищення стічних вод.

У природі вільний фосфор не знайдено, він майже завжди зустрічається у повністю окисненому стані – у вигляді фосфатів.

У стічних водах фосфор може бути присутнім у різних станах: у розчиненому, колоїдному та зваженому. У нерозчинному стані фосфор в основному знаходиться на зважених частинках у вигляді фосфатів, що важко розчиняються (наприклад, різноманітні

сполуки кальцію і фосфору, як правило, малорозчинні) і білкових органічних речовин.

У стічних водах, що надходять на очищення, основна частка сполук фосфору представлена у вигляді колоїдної і розчиненої форм фосфатів і ортофосфатів і розчинених форм поліфосфатів. Фосфати та поліфосфати гідролізуються в результаті біологічної очистки в ортофосфати, а органічний фосфор частково переходить в ортофосфати, частково засвоюється активним мулом, а частково залишається в очищених водах (рис. 55). Зважені форми сполук фосфору частково осідають у первинних відстійниках, а частково сорбуються на активному мулі.

В аеробних умовах аеротенків поліфосфати та ортофосфати засвоюються організмами активного мулу, а розчинені форми органічного фосфору мінералізуються в ортофосфати за допомогою бактерій *Moraxella*, *Artrobacter*, *Bacteria subtilis*.

Певні групи бактерій активного мулу мають здатність накопичувати у своїх клітинах (у поліфосфатних гранулах) розчинені форми фосфору. Таким чином, ці бактерії здатні споживати фосфору більше, ніж його потрібно на приріст біомаси та енергетичні потреби.

В активному мулі досить поширені бактерії родів: *Pseudomonas*, *Aerobacter*, *Beggiatoa*, *E.coli*, *Aeromonas*, *Zoogloea ramigera*. Рідше зустрічаються бактерії родів: *Klebella*, *Mycobacterium*. Накопичення сполук фосфору у клітинах становить досить значну величину — 1-3 % сухої маси тіла. Так, *Acinetobacter calcoacitiae* накопичує в аеробних умовах 0,4-0,5 ммоль/г сухої маси клітини за 1 год і в анаеробних умовах виділяє за 1 год 0,015 ммоль/г сухої маси клітини (Henze et al).

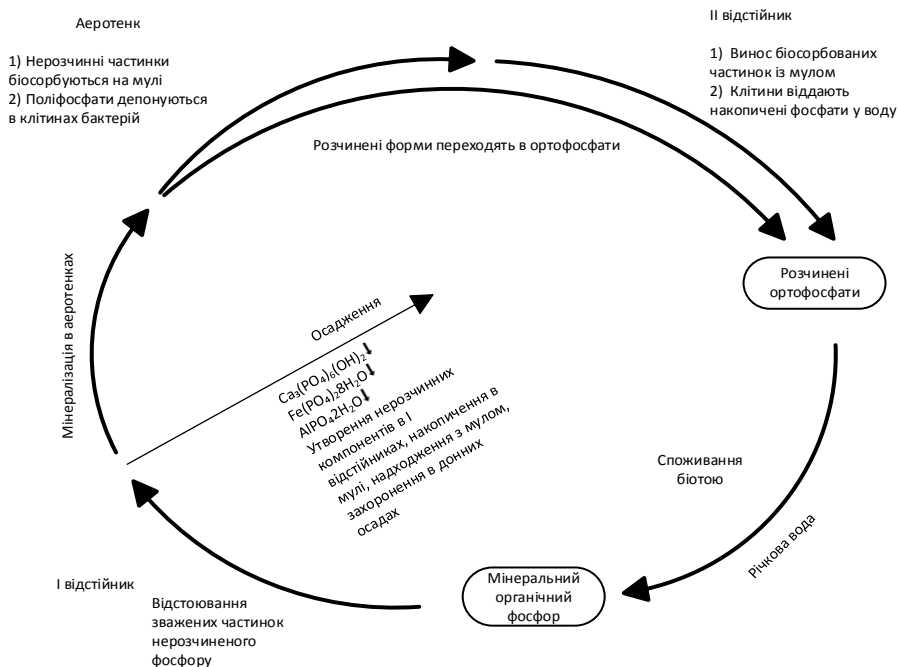
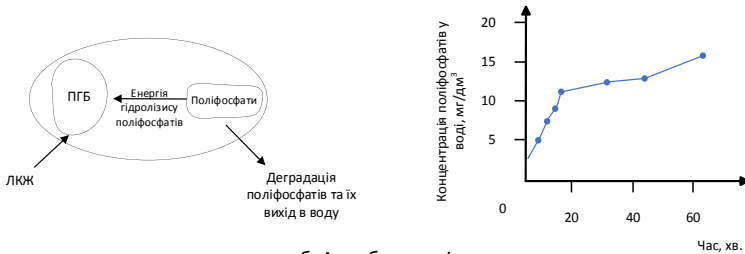


Рис. 55. Схема процесів трансформації сполук фосфору на спорудах біологічної очистки

У процесі біологічного очищення в аеротенках за певних величин рН і за наявності іонів Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} відбувається процес додаткового вилучення фосфору шляхом утворення нерозчинних компонентів. $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$; $\text{Fe}(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$; $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (рис. 55).

На рис. 56 схематично представлені процеси, що відбуваються в клітинах бактерій *Acinetobacter* в анаеробних та аеробних умовах.

а. Анаеробна стадія



б. Аеробна стадія

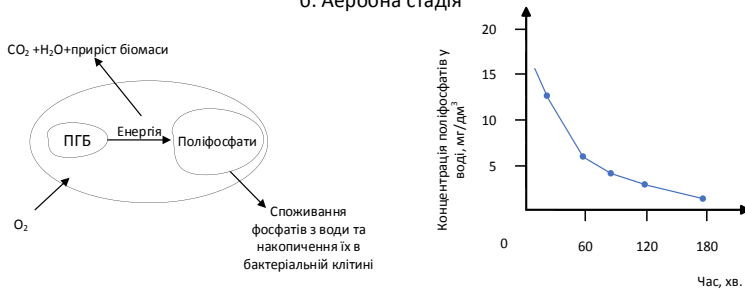
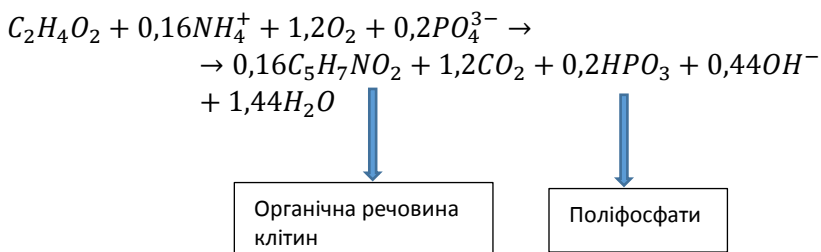


Рис. 56. Процес накопичення та віддачі поліфосфатів у воду клітиною *Acinetobacter* при зміні анаеробних (а) та аеробних б) умов

Організми активного мулу, здатні накопичувати внутрішньоклітинно в гранулах волютину ортофосфати, поліфосфати та пов'язаний органічний фосфор, використовують його як енергетичний резерв, що витрачається на споживання субстрату в анаеробних умовах. Ці бактерії в анаеробних умовах споживають прості легкоокиснювані органічні субстрати, наприклад, леткі жирні кислоти (серед яких улюблена оцтова кислота) і запасують їх усередині клітини у вигляді полігідроксиалканатів (найпоширеніший полі-С-гідроксибутират (ПГБ)), що супроводжується внутрішньоклітинною деградацією накопичених у аеробній стадії сполук фосфору (рис. 56 а).

Енергія деградації (гідролізу) фосфатів витрачається на накопичення та споживання легкоокиснюваної органіки, клітинний синтез і транспортне перенесення в процесі дихання в анаеробних

умовах. Ці процеси супроводжуються віддачею накопиченого клітиною фосфору у воду. При попаданні бактерій у аеробну стадію накопичений субстрат у вигляді полігідроксіалканатів починає споживатися як джерело вуглецю на харчування та приріст біомаси бактерій, що супроводжується виділенням вуглекислого газу та води та підвищеним споживанням з навколишнього середовища фосфатів (рис. 56 б), які відкладаються в у поліфосфатних гранулах за наступним рівнянням:



На циклічності накопичення та використання енергії накопичених сполук фосфору в клітинах бактерій заснована технологія глибокого вилучення зі стічних вод сполук фосфору при поєднанні анаеробних та аеробних стадій біологічного очищення.

Основні технологічні схеми забезпечення процесів нітрифікації-денітрифікації та дефосфотації.

Порівняння ефективності очищення стічних вод різними методами наведено в табл. 14.

У світовій практиці існує кілька традиційних схем поєднання анаеробних та аеробних стадій, запропонованих для глибокого видалення біогенних елементів із стічних вод різного складу.

1. Найбільш проста схема розроблена в США для одночасного видалення сполук азоту і фосфору (найбільшою мірою фосфору) зі стічних вод на високонавантажуваних очисних спорудах (співвідношення БСК:Р не менше 10:1) Вона отримала назву А/О (анаеробно-оксидного) процесу (рис. 57).

Таблиця 14

Ефективність видалення забруднюючих речовин при очищенні
стічних вод різними методами

Тип очистки	Типові норми видалення (%):			
	БСК ₅	Зважені речовини	Загальний фосфор	Загальний азот
Механічна	30	60	15	15
Механічна з реагентами	55-70	80-90	75-90	25-30
Традиційна біологічна	90	90	30	30
Біолого-хімічна (з реагентами)	90-95	90-95	90-95	35
Біологічне глибоке видалення біогенних елементів (N, P)	95-97	90-95	90-95	60-85

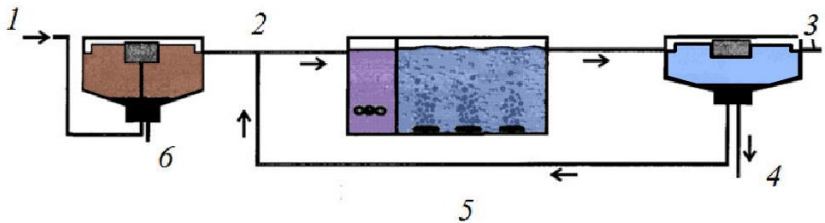


Рис. 57. Анаеробно-окисний (А/О) процес очищення стічних вод:
1 – вихідна стічна вода; 2 – освітлений стік; 3 – очищені стічні
води; 4 – надлишковий активний мул; 5 – зворотній активний мул;
6 – сирий осад

2. Найбільш відома, широко застосовувана в Європі схема очищення (рис. 58), що дозволяє ефективно видаляти сполуки азоту і фосфору на низькоавантажуваних спорудах, отримала назву Bardenpho процес (Baг - на честь розробника Barnard; A975), den - денітрифікація, rho - фосфор вилучення

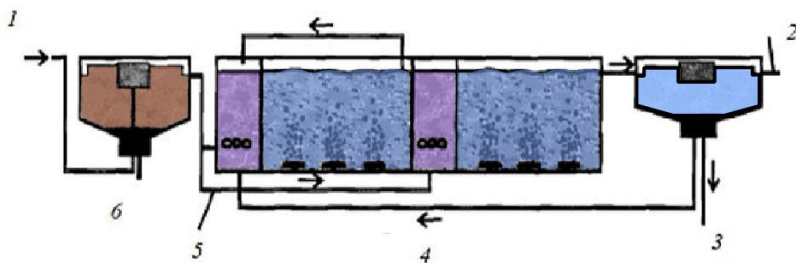


Рис. 58. Технологічна схема процесу Bardenpho: 1 – вихідна стічна вода; 2 – очищені стічні води; 3 – надлишковий активний мул; 5 – зворотній активний мул; 6 – сирий осад

3. Phoredox (pho — фосфор, red (reduction) — зниження, ox — оксидація) процес являє собою модифікацію Bardenpho (п'ятистадійний Bardenpho), запропонував Barnard в 1976 р., додавши додаткову анаеробну стадію з коротким періодом перебування стічних вод 3 год), в якій забезпечується зростання і функціонування фосфор накопичувальних бактерій і стимулюється аеробні стадії (рис. 59). Вилучення загального фосфору може досягати 95 %.

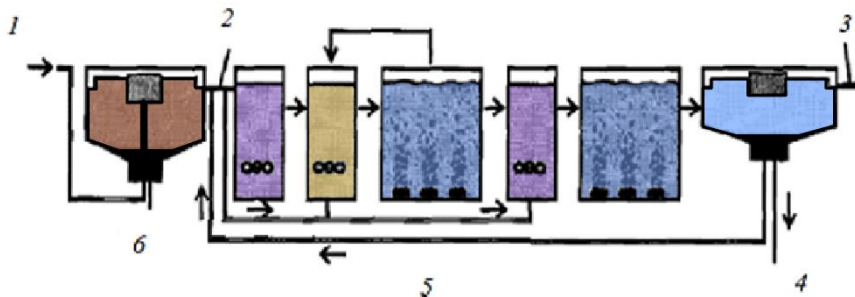


Рис. 59. Технологічна схема Phoredox процесу видалення біогенних елементів: 1 – вхідна стічна вода; 2 – освітлені стічні води; 3 – очищені стічні води; 4 – надлишковий активний мул; 5 – зворотній активний мул; 6 – сирий осад

4. UCT процесс (University of Cape Town) був запропонований в Університеті Кейптауна в 1984 р. Представляє модифікацію Phoredox процесу з трьома рециркулюючими потоками (рис. 60). Ефективність видалення органічних забруднюючих речовин 95 %, загального азоту — 80 %, загального фосфору — до 70 %. Загальний час перебування стічних вод у спорудах біологічного очищення -15-20 годин

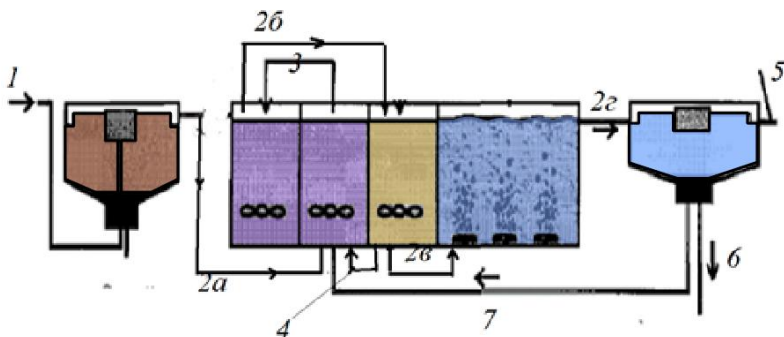


Рис. 60 .Технологічна схема UCT процесу: 1 – подача стічної води; 2 (а, б, в, г) – послідовність руху води за спорудами технологічної схеми; 3 - освітлені стічні води; 3, 4 – внутрішні рецикли: нітратний та фосфатний («кейптаунський»); 5 – відведення очищеної води; 6 – надлишковий активний мул; 7 – зворотній активний мул; фіолетовий колір – анаеробна зона; світло коричневий – аноксидна зона; синій – аеробная зона;

5. Phostrip процес (вилучення фосфору), характеризується тим, що крім біологічного видалення азоту та фосфору використовується додаткове вилучення фосфору (до 95 %) за допомогою хімічних реагентів (рис. 61).

На практиці для надійного забезпечення глибокого видалення зі стічних вод біогенних елементів, як правило, пропонується традиційну схему біологічного очищення доповнювати реагентним господарством - ємностями для приготування та подачі розчинів реагенту. Як реагент використовуються різноманітні сполуки заліза та алюмінію. Одна молекула PO_4 вимагає на осадження 1,5 молекули Al^{3+} або Fe^{3+}

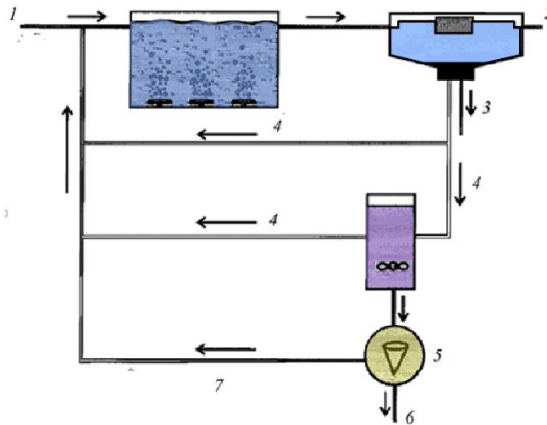


Рис. 61. Технологічна схема Phostrip процесу: 1 – вхідна стічна вода після первинного відстоювання; 2 – очищені стічні води; 3 – надлишковий активний мул; 4 – зворотний активний мул; 5 – обробка реагентами; 6 – осад; 7 – очищені стічні води

При необхідності видалення зі стічних вод всіх форм азоту і фосфору біологічним способом виникає завдання постачання анаеробної стадії достатньою кількістю органіки, що легко окислюється. Забезпечити анаеробну зону легкоокиснюваною розчинною органікою можна трьома способами:

1. Подачею до анаеробного реактора неочищених стоків без первинного відстоювання (рис. 62), за умови їх невеликої витрати та відсутності токсичних сполук.

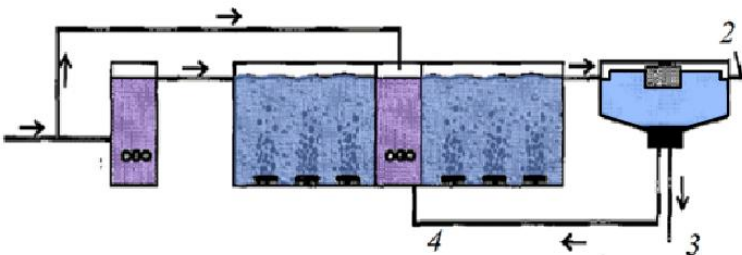


Рис. 62. Схема забезпечення анаеробної зони відновниками (подача неосвітлених стічних вод напряму до анаеробної зони): 1 – вхідна стічна вода; 2 – очищені стічні води; 3 – надлишковий активний мул; 4 – зворотний активний мул

2. Подачею до анаеробного реактора розчинів хімічних сполук, наприклад, метанолу.
3. Подачею до анаеробного реактора освітлених стічних вод, які містять продукти ацидофікації сирого осаду.

Рекомендована література: [4, 5, 7, 6, 23]

Тема 13. Сучасні технології очищення висококонцентрованих стічних вод.

Характеристика забруднень промислових стічних вод, їх відмінність від господарсько-побутових. Умови формування, склад забруднень та технології очищення висококонцентрованих стоків молочної та легкої промисловості.

Виробничі стоки утворюються в процесі виробництва різних виробів, продуктів, матеріалів (відпрацьовані технологічні розчини, промивні води, води від охолодження; шахтні і кар'єрні води; елюати; води від миття сировини, технологічного обладнання та виробничих приміщень, води від транспортування твердих відходів).

Класифікація виробничих стічних вод: умовно чисті (від охолодження агрегатів); хімічно забруднені стічні води; поверхневі стічні води, що збираються з території промислових підприємств.

Хімічно забруднені стічні води поділяються на:

- забруднені (підприємства м'ясної, харчової, целюлозно паперової, хімічної промисловості, заводи з виробництва пластмас, каучуку);
- забруднені переважно мінеральними домішками (підприємства металургійної, машинобудівної, рудо- і вуглевидобувної промисловості, заводи з виробництва мінеральних добрив, кислот, будівельних матеріалів);
- забруднені мінеральними і органічними домішками (підприємства нафтовидобувної, нафтопереробної, нафтохімічної, текстильної, легкої, фармацевтичної промисловості; заводи з виробництва консервів);
- води, що мають специфічні забруднення.

95% стічних вод, що утворюються в процесі виробництва, містять високі концентрації забруднюючих речовин. Існуючі очисні споруди, які мають більшість підприємств, вилучають лише 10–40% неорганічних речовин (40% азоту, 30% фосфору, 20% калію) і практично не вилучають солі важких металів.

Таблиця 15

Склад забруднень стічних вод на підприємствах
переробки деяких овочів [10]

Сировина	Завислі речовини, мг/дм ³	Розчинні речовини, мг/дм ³	pH	ХСК, мгО/дм ³	БСК, мгО ₂ /дм ³
Томати	450	2500	4,9	1100	1150
Горошок	300	6000	4,7	2150	2710
Буряк	1600	5000	6	2700	1050

Особливістю молочної промисловості є утворення багатокомпонентних висококонцентрованих стоків які містять емульговані масла, жири, сироватку, завислі речовини, фосфати. Внаслідок чого вони схильні до швидкого закисання зі зміною складу та властивостей речовин-забрудників, що істотно впливає на технологічні процеси очищення. Хімічні реакції, які відбуваються з часом у цьому багатокомпонентному стоці, з одного боку, дестабілізують емульсійне колоїдне середовище, а з іншого, призводять до утворення великої кількості розчинених низькомолекулярних органічних сполук. Також існує проблема залпових скидів під час технологічних процесів, в тому числі елюатів з підвищеним вмістом солей, гарячого конденсату від пропарки обладнання тощо.

Важливим чинником, що впливає на зміну кількісного та якісного складу стоків протягом доби, зокрема різких коливань pH, є періодична зміна асортименту продукції (сири, масло, молоко, кисломолочні продукти), що вимагає підготовки ліній, а саме почергового використання кислотних та лужних мийних розчинів, гарячої води для миття технологічного обладнання.

На сучасних підприємствах, де використовуються маловодні технології, спостерігається зменшення питомих витрат води на одиницю продукції при збільшенні концентрацій речовин-

забрудників (табл. 16). Зокрема, для молокопереробних підприємств Великої Британії характерне зменшення питомої витрати води з 5,8 до 0,6 м³/т переробленого молока при збільшенні продуктивності підприємств з 80 до 520 тис. т молока на рік [16]. У Польщі, на прикладі одного з молокопереробних підприємств, можна помітити зростання БСК₅ при очищенні стічних вод із 1703 мгО₂/дм³ у 2000 р. до 2582 мгО₂/дм³ у 2010 р. [16].

Таблиця 16

Типовий склад стоків від підприємств молочної промисловості [16]

Показник		Молочний стік	Стік із сироваткою	Змішаний виробничо-побутовий стік	ГДК скиду до каналізації
pH	—	4–6	2,5–5	3–5	6–9
Завислі речовини	мг/дм ³	1500–2000	3000–4000	2000–3500	300
Жири	мг/дм ³	1500–2000	4000–8000	2000–5500	50
Фосфор загальний	мг/дм ³	10–15	100–150	50–100	12
Азот загальний	мг/дм ³	60–110	80–150	70–120	50
Сухий залишок	мг/дм ³	800–1500	2000–3500	1500–3000	3000
ХСК	мгО/дм ³	3500–5000	10000–15000	6000–8000	500
БСК	мгО ₂ /дм ³	1500–2000	4000–6000	2000–4000	300

Високі значення БСК та ХСК пояснюються присутністю великої кількості молочних білків, вуглеводів та жирів. У випадку, якщо на підприємстві відсутня технологія утилізації сироватки (ультрафільтрація, сушіння, виробництво етилового спирту), то основну її частину (ХСК до 70000 мг О/дм³) разом зі стічною водою скидають у каналізацію, що створює екологічну проблему, призводить до різкого зниження розчиненого кисню.

Молочні жири, що становлять основну частину стоків цільномолочного виробництва, представляють собою спливаючі кулясті частинки, оточені оболонкою з гідратованих білкових молекул, що утворюють верхній шар при відстоюванні [6]. При розкладанні жирів утворюються жирні кислоти, які порушують процес біологічного очищення шляхом розвитку в активному мулі нитчастих форм бактерій, що, в свою чергу, призводить до

підвищення мулового індексу й посилює винос мулу з відстійників. Присутність сполук азоту у вигляді аміногруп білкових сполук та фосфору пояснюється досить великим вмістом їх у молочних продуктах, а також надходженням фосфатів разом із миючими засобами [6, 16].

На молокопереробних підприємствах з казеїновими цехами утворюється ~80–90 т/добу сироватки з ХСК до 60000 мгО/дм³ [6]. Періодичність надходження таких розчинів зазвичай становить один раз за зміну, при цьому змішування їх з основним потоком призводить до порушень роботи очисних станцій [16].

Самі ж стоки, насичені органічними кислотами, молочним цукром (лактозою), жирами, білками, є субстратом для розвитку таких небезпечних мікроорганізмів як кишкова паличка, золотистий стафілокок, стрептокок. Зокрема, присутність у стоках біотичних органічних домішок пов'язана з наявністю у сировині збудників *Campylobacter sp.*, *Enterobacter sakazakii*, *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, а сама сироватка є сприятливим середовищем для розвитку таких хвороботворних мікроорганізмів як *Listeria monocytogenes* [16]. Тому їх очищення до норм ГДК з подальшим знезараженням є обов'язковим перед скиданням у водойми або до норм прийняття стоку до системи міської каналізації.

Оскільки у стічних водах молокозаводів містяться нерозчинені мінеральні домішки та жири, всі існуючі технології облаштовуються блоками механічної очистки, жиρούловлювачами, первинними відстійниками. Зокрема, впровадження первинних відстійників при очищенні стоків виробництва плавлених сирів, показало, що одночасно зі зменшенням концентрацій завислих речовин спостерігається зменшення ХСК з 720–3480 до 410–1020 мгО/дм³ (у середньому на 56,6%), БСКповн з 418–1960 до 391–964 мгО₂/дм³ (у середньому на 34,2%), БСК5 з 390–1330 до 311–804 мгО₂/дм³ (у середньому на 33,4%) [16].

Фізико-хімічні методи (флотація, реагентна флотація, електрофлотація, електрокоагуляція-флотація) традиційно застосовуються для попередньої очистки стоків молокозаводів від тонкодисперсної зависі, плаваючих та емульгованих жирів, масла, колоїдних частинок [6, 16].

Недоліком методу електрокоагуляції є висока ймовірність пасивації електродів жирами, маслами та іншими органічними

речовинами, що призводить до порушення процесу розчинення електродів, зміни густини струму, зменшення концентрації катіонів розчиненого металу у воді і, відповідно, до зменшення концентрації коагулянту.

Крім того, відзначаються відносно великі витрати електроенергії та металу, утворення токсичних для гідробіонтів і корисних мікроорганізмів активного мулу продуктів електролізу, нестійка робота установок при коливанні рівня забруднень в стічних водах.

Суттєвою перевагою методу флотації перед відстоюванням є одержання флотаційного шламy з вологістю 90–95%. Також слід відзначити, що виділений в процесі флотації жир після відповідної переробки можна використовувати для відгодівлі худоби в господарствах. На стадії поділу фаз найефективнішими є напірна та реагентна флотація.

Метод концентрування-адсорбції розчинених органічних сполук на природних (синтетичних) цеолітах найкраще застосовувати для доочищення низькоконцентрованих стоків (до 100 мг/дм³) при високих коефіцієнтах розподілу сорбату в сорбенті та розчині [16].

Біологічний метод очищення заснований на використанні мікроорганізмів, які в процесі своєї життєдіяльності розкладають переважну більшість складних органічних речовин до вуглекислого газу й води. Одним із методів біологічного очищення стоків молочних підприємств є використання різних біопрепаратів [16].

В роботі [16] наведено результати порівняльних досліджень очищення стоків "Новгород-Сіверського сирзаводу" препаратами "Понд-Тріт", "Гріз-Тріт", "Біо-Р" (табл. 18). Встановлено, що для всіх препаратів необхідний адаптаційний період становив чотири тижні.

До недавнього часу основними технологічними спорудами для біологічного очищення стічних вод молокозаводів в Україні, країнах Західної Європи та США були аеротенки продовженої аерації, одно- та двоступінчасті аеротенки, високонавантажувані біофільтри, циркуляційні окисні канали [6].

Таблиця 17

Характеристика стічних вод підприємств харчової промисловості [10]

Галузь	Значення показників забруднення						
	pH	Завислі речовини, мг/дм ³	ХСК, мгО/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Азот загальний, мг/дм ³	Фосфор, мг/дм ³	
Плодоовочеві виробництва	4	20-1800	440-2690	350-2175	20-30	0,1-1,4	
Сахарні виробництва	6-9	1200-2600	4900	1400-3600	17	-	
Молочні підприємства	6,5-9	350-600	1200-3000	500-2000	50-90	8-16	
Кондитерські (усереднений стік) підприємства	4,5-9,9	1220-1790	6060	2190	-	-	
Крохмальні переробні (картопля) заводи	7,2	600-4700	100-2520	300-1300	265	-	
Спиртзаводи (барда)	4	32000-45000	20 000-48000	15500-29900	15-20	2,2-4	
Рибопереробна	7-8	1300-1350	1080-2009	590-1300	30-40	9-29	
М'ясопереробна	6,5-8,5	300-600	1600-2000	800-1500	100-150	40-80	
Хлібопекарська	6-8	100-150	550-680	400-450	40-60	5-10	
Порівняльна характеристика з вимогами							
Вимоги до скиду в каналізацію	6,5-9	Згідно із проектом міських очисних споруд або <500 мг/дм ³	15 мг/дм ³	Згідно із проектом міських очисних споруд або <350 мг/дм ³		1 5	3
Вимоги до скиду у водойму рибогосподарського призначення	6,5-8,5	Після скиду СВ не повинен збільшитися понад 0,75 мг/дм ³	30 мг/дм ³	6 мг/дм ³		3	1

Таблиця 18

Результати порівняльних досліджень ефективності дії
біопрепаратів

Показник		Проба вхідної води	"Понд-Тріт"	"Тріз-Тріт"	"Біо-Р"
ХСК	мгО/дм ³	1300	36,0	35,0	37,0
NH ₄ ⁺	мг/дм ³	32,0	2,79	2,85	2,7
PO ₄ ³⁻	мг/дм ³	28,0	3,0	3,3	3,1

Однак, багаторічний досвід експлуатації аеротенків [4, 6, 16, 22, 23] довів, що навіть при задовільному ступені очищення стічних вод вони мають суттєві недоліки. Зокрема, значні витрати електроенергії на аерацію та рециркуляцію стоків; зниження ефективності роботи в результаті розвитку нитчастих бактерій і необхідності періодичного завезення активного мулу; високий приріст біомаси; велика тривалість процесу аеробного окиснення високомолекулярних органічних речовин; нестійкість при періодичній роботі підприємства. Отже є необхідність оптимізації їх роботи.

В світовій практиці, для біологічного очищення висококонцентрованих стічних вод розроблено ряд технологій з використанням на першій стадії анаеробних процесів, зокрема: анаеробно-аноксидно-аеробна; анаеробна багатоступенева з іммобілізованими мікроорганізмами; з концентруванням біомаси в біореакторах за допомогою завислих або прикріплених мікроорганізмів; анаеробна з гранульованим мулом в UASB реакторах, комбінованої системи UASB та MBR [16].

Очищення стічних вод підприємств молочної галузі за допомогою метанового бродіння. В молочній промисловості застосовується технологічна переробка вторинної сировини, зокрема сироватки. Теоретично, з 1 м³ сироватки, яка містить 3,5–4,0% лактози, в результаті метанового бродіння можна отримати до 15–17 м³ метану. Одним з недоліків роботи метантенків є мала концентрація анаеробного мулу (0,5–3,0 г/дм³), що призводить до зменшення їх продуктивності (навантаження 0,5–5,0 кг ХСК/(м³·добу).

Анаеробно-аеробна технологія розкладання речовин-забрудників впроваджена німецькою фірмою Hager Elsasser Gmbh

на Іллінецькому молочному заводі в 2019 році. Технологічна схема складається з блоку механічної очистки, резервуарів-усереднювачів, насосів перекачки, анаеробних біореакторів-фільтрів, резервуара-усереднювача з інтенсивним гідравлічним перемішуванням, аерованого біофільтра, тонкошарового відстійника, блоку знезараження в електролізері із застосуванням електрохімічно активних анодів. Основні показники ефективності процесу очистки наведено в табл. 19.

Таблиця 19

Основні показники ефективності очисних споруд [18]

Показник		Вхідні стоки	Ефективність очистки, %			
			Аеробні біореактори	Резер. усереднювач	Аеробні періодично занурені біофільтри	Тонкошарові відстійники
Завислі частинки	мг/дм ³	350–1700	60,0	17,5	–	–
Жири	мг/дм ³	100–520	0,82	25,0	33,5	33,2
БСК	мгО ₂ /дм ³	1000–4290	78,8	25,0	87,4	87,4
ХСК	мгО/дм ³	4650–5360	75,5	10,1	82,1	82,1

На виході технологічної схеми отримують: очищену воду, яка скидається до водойми, біогаз, що використовується на власні потреби очисних споруд та добрива. Об'єм отриманого біогазу ~1200 м³/добу, а мінеральних добрив – 2–3 м³ [18].

Використання анаеробних біореакторів нового покоління (UASB-реактори; EGSB-реактори; DSFF-реактори; анаеробні біофільтри AF; контактні реактори; анаеробні гібридні реактори) в технологіях очищення стоків молокопереробних підприємств [4, 6, 7, 16, 23]. Основні показники роботи анаеробних реакторів наведено в табл. 20.

Таблиця 20

Показники очищення стічних вод молокопереробних підприємств з використанням високо інтенсивних анаеробних реакторів

Стоки	Реактор	Показники роботи			
		Вміст забруднень за ХСК, кгО/м^3	Навантаження за ХСК, $\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{добу})$	Час перебування стоків, діб	Ефективність очищення, за ХСК, %
Стоки молокозаводів	UASB	2	1,2	1,7	95
	UASB	12–37	2–6,2	6	97–98
	UASB	0,3–1,4	2,4–13,5	0,1–0,5	60–96,3
	UASB	<77	6,5–28,5		90–95
Підсирна сироватка	Гібридний	0,1–14	0,5–10		75–98
	SBR	3,2–4,7	0,9–1,4	2,5–3,7	59–91
	AF	4–6	6,4	0,9	67
	Контактний	5,5	1	5,5	82
Стоки виробництва морозива	UASB	3,5	2,2	1,6	49
	AFB	6,3	4,2	1,5	56
	AFB	5,2	15,6	0,33	94,4

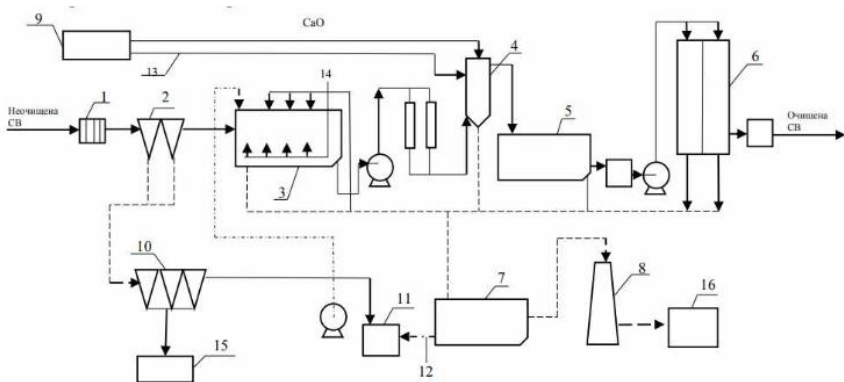


Рис. 63. Технологічна схема очищення стічних вод молокозаводів з використанням природного цеоліту [6]: 1 – решітка, 2 – пісковловлювачі, 3 – накопичувач-усереднювач, 4 – змішувач, 5 – відстійник, 6 – фільтри, 7 – мулоушільнювач, 8 – фільтр-прес, 9 – реагентне господарство, 10 – бункери для піску, 11 – ємність для фільтрату (стічні води), 12 – декантат, 13 – сорбент, 14 – стиснене повітря, 15 – піскові майданчики, 16 – осад на утилізацію

**Тема 14. Технологічні схеми багатостадійної біологічної
очистки стічних вод від населених пунктів та виробничих
підприємств.**

Рекомендована література [4, 5, 6, 7, 8].

**Тема 15. Осади, що утворюються при традиційному механо-
біологічному очищенні стічних вод.**

Рекомендована література [4, 7, 23].

**Рекомендована література
Базова**

1. Фізико-хімічні методи очищення води. Управління водними ресурсами. Проект «Water Harmony» / Астрелін І. М, Герасимов Е., Гіроль А. та ін. К. : Ніка-центр, 2015. 614 с.
2. Боярин М. В., Нетробчук І. М. Основи гідроекології: теорія й практика : навч. посіб. Луцьк : Вежа-Друк, 2016. 365 с.
3. Гвоздяк П. І. Біохімія води. Біотехнологія води (автономографія). Київ : Видавничий центр «Києво-Могилянська академія», 2019. 228 с.
4. Долина Л. Ф., Машихіна П. Б., Козачина В. А. Реконструкція систем водопостачання та водовідведення : монографія. Дніпро : Журфонд, 2021. 220 с.
5. Ковальчук В. А. Очистка стічних вод : навч. посіб. Рівне : ВАТ «Рівненська друкарня», 2002. 622 с. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/15447/>
6. Саблій Л. А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод : монографія. Рівне : НУВГП, 2013. 292 с.
7. Обладнання та проектування в біоенергетиці та водоочищенні та управління безпекою праці : підручник для студ. ВНЗ спец. «Біотехнології та біоінженерія», рекомендовано Вченою радою КПІ ім. Ігоря Сікорського / Саблій Л. А., Бунчак О. М., Жукова В. С., Кононцев С. В. ; під ред. Л. А. Саблій ; 2-е вид., перероб. і доп. Рівне : НУВГП, 2018. 377 с.

Нормативно-правова

8. 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>

Допоміжна

10. Айрапетян Т. С. Водне господарство промислових підприємств : навчальний посібник / Харк. нац. акад. міськ. госп-ва. Х. : ХНАМГ, 2010. 280 с.

11. Розвиток гідробіонтів на/у занурених у стічну воду носіях ВІА при її очищенні за інтенсивної аерації / П. І. Гвоздяк, К. О. Домбровський, А. І. Капарник, О. Ф. Рильський. *Екологічні науки*. 2021. № 3. С. 46–50.

12. Глоба Л. І., Заїка С. А., Гвоздяк П. І., Кілючицький П. Я. (2018). Прямоточні біотехнології очищення води — “біоконвеєри”. Український центр водно-екологічних проблем. Технології водопідготовки та очищення питної води. URL: <https://cleanwater.org.ua/pryamotochni-biotehnolohiji-ochyschennya-vody-biokonveery/>

13. Кононцев С. В. Багатостадійне біологічне очищення оборотної води індустріальних рибницьких господарств: дис. ... д-ра техн. наук : 05.17.21. Київ, 2019. 433 с.

14. Квартенко О. М. Розвиток наукових засад удосконалення технологій очищення багатокомпонентних підземних вод : дис. ... д-ра техн. наук : 05.17.21. Київ, 2019. 429 с.

15. Kvartenko O. The Use of Biotechnologies for Treating Underground Waters in North-Western Regions of Ukraine, Chapter 18. P. 298–323 in collective monograph: *Handbook of Research on Improving the Natural and Ecological Conditions of the Polesie Zone* / IGI Global – May, 2023|Copyright: © 2023 |Pages: 479. DOI: 10.4018/978-1-6684-8248-3.ch018 SCOPUS

16. Kovalchuk V. A., Kvartenko O. M., Lysytsya A. V. (2025) Advanced Technologies for Treating Highly Concentrated Dairy

- Industry Wastewater. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 2025, Vol. 47, No. 4, pp. 362–379. © Allerton Press, Inc., SCOPUS
17. Сахно Т. В., Семенов А. О. Біотехнологія води (water biotechnology) : навчальний посібник. Полтава : ПУЕТ, 2020. 85 с.
18. Ткаченко Г. Екологічна оцінка очистки стічних вод ТОВ «Люсдорф» м. Іллінці : кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістр за спеціальністю 101 Екологія / Навчально-науковий інститут агротехнологій та природокористування. Вінницький Національний Аграрний Університет. Вінниця, 2023. 51 с.
19. Tolstopalova N. M., Litynska M. I., Obushenko T. I. (2019). Tekhnolohiya ta obladnannya oderzhannya pytnoyi ta tekhnichnoyi vody. Praktykum. Chastyna 1 [Technology and equipment for obtaining drinking and technical water. Workshop. Part 1]. Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute.
20. Nagata, Y. (2020). Special issue: Microbial degradation of xenobiotics. *Microorganisms*, 8, Article 487.
21. Miglani R., Parveen N., Kumar A., Ansari M. A., Khanna S., Rawat G., Panda A. K., Bisht S. S., Upadhyay J., Ansari M. N. (2022). Degradation of xenobiotic pollutants: An environmentally sustainable approach. *Metabolites*, 12, Article 818. <https://doi.org/10.3390/metabo12090818>.
22. C.P. Leslie Grady, Jr., Glen T. Daigger, Nancy G. Love, Carlos D.M. Filipe (2012) *Biological Wastewater Treatment*. 3rd Edition. CRC Press, 1022 Pages. URL: <https://www.taylorfrancis.com/books/9781003381419>
23. Mojiri A., Bashir M. J.K. (2022). *Wastewater Treatment: Current and Future Techniques*. MDPI Press, 254 p.