

ШАНІНА Т.П.

**СУЧАСНІ МЕТОДИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО
СЕРЕДОВИЩА**

Частина 3. Біохімічні методи очищення стічних вод

Конспект лекцій

ББК 28.081

Ш 20

УДК 504

Друкується за рішенням Методичної Ради Одеського державного екологічного університету (протокол № від .2010 р)

Шаніна Т.П. Сучасні методи захисту навколишнього середовища. Частина 3. Біохімічні методи очищення СВ: Конспект лекцій. – Одеса: ОДЕКУ, 2010 – 72с.

“Сучасні методи захисту довкілля” - навчальна дисципліна, яка входить до циклу вибіркових і викладається при підготовці на магістерському рівні за спеціальністю 8.070801 “Екологія та охорона навколишнього середовища”.

Мета вивчення цієї дисципліни - формування у студента достатнього обсягу знань в області інструментального захисту довкілля, за допомогою яких можливе розв’язання проблем зниження техногенного навантаження підприємств, що забруднюють навколишнє середовище викидами та скидами.

Після вивчення цієї дисципліни студент повинен знати:

- суть основних фізичних і хімічних процесів і законів, що описують поведінку матеріальних і енергетичних забруднень антропогенного характеру;
- основні властивості забруднювальних речовин,
- принципи знешкодження забруднювальних речовин у викидах підприємств,
- принципи знешкодження забруднювальних речовин у скидах підприємств,
- класифікації інструментальних методів захисту довкілля,
- еколого-економічні характеристики інструментальних методів захисту довкілля;

повинен уміти

використати отримані знання при розробці комплексу заходів щодо зниження техногенного навантаження підприємств, викиди та скиди яких містять сполуки, що забруднюють навколишнє середовище.

Вивчення цієї дисципліни засноване на знаннях, отриманих студентами при вивченні фундаментальних і спеціальних дисциплін: “Хімія”, “Основи екології”, “Техноекологія”, “Моніторинг навколишнього середовища”, “Урбоекологія”, “Економіка природокористування”, “Екологічний аудит”.

ЗМІСТ

	Стор.
Біохімічне знешкодження забруднювальних речовин	4
Основні характеристики стічних вод, що підлягають біохімічному очищенню: БСК, ХСК, біохімічний показник	5
Аеробне окислення забруднювальних речовин. Активний мул.	7
Чинники, що впливають на ступінь очищення. Способи інтенсифікації очищення	13
Способи проведення аеробного очищення СВ	17
Комплексне очищення міських стічних вод: механічне очищення, біохімічне аеробний очищення	25
Знезараження води	26
Обробка осадів стічних вод	32
Анаеробне сброжування. Стадії анаеробного сброжування.	40
Чинники, що впливають на ступінь очищення. Грануляція анаеробної біомаси	44
Способи проведення анаеробного очищення СВ. Метантенки першого покоління	50
Реактори другого покоління.	53
Очищення та утилізація біогазу	62
Порівняння та об'єднання аеробного і анаеробного очищення. Техніко-економічні аспекти анаеробного очищення.	65
Запитання для самоконтролю:	70
Література	72

Біохімічні методи очищення СВ

Життя людини нерозривно пов'язане з місцем існування, звідки вона все необхідне для існування: кисень, воду, основні види їжі, енергію. З іншого боку, внаслідок будь-якого виду діяльності людини (фізіологічної, господарської, виробничої) з'являються відходи, які, поступаючи в НС, в більшості випадків надають йому негативного впливу.

Вода - один з найважливіших компонентів системи життєзабезпечення. Людині вода необхідна для задоволення фізіологічних потреб, для господарських потреб, величезна її кількість споживається для потреб сільського господарства і промисловості. Використана вода відводиться назад у водоймище. Так виникає штучний кругообіг води, можливий лише за умови очищення води перед скиданням її у водоймище і відповідної підготовки природної води перед подачею її споживачеві. Для будь-якого об'єкту - споживача води - такий кругообіг можна умовно уявити у вигляді такої схеми (рис.1):

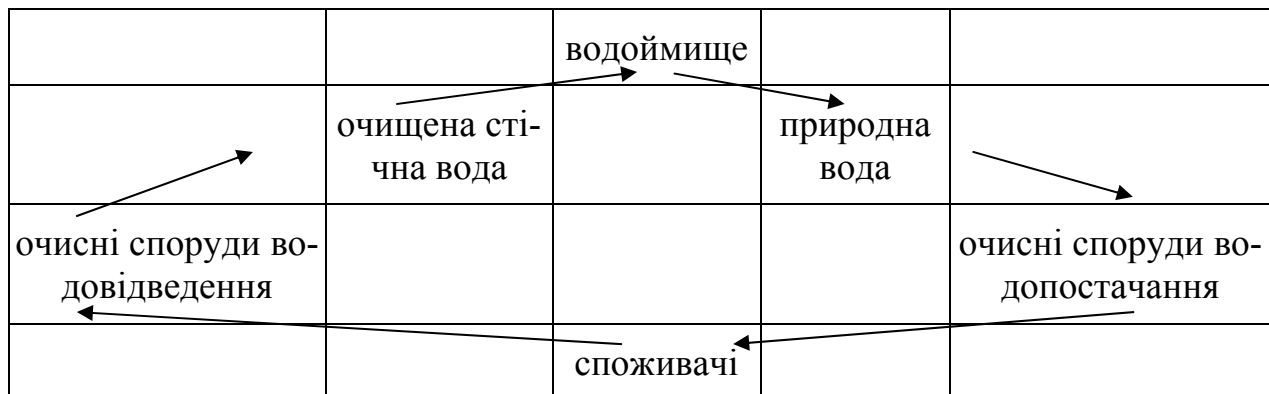


Рис.1 Кругообіг води, яка використовується на виробничі та комунальні потреби

Таким чином, природні водоймища одночасно служать і джерелами водопостачання, і приймачами СВ. Взаємозв'язок і взаємозалежність окремих ланок штучного кругообігу дозволяє розглядати процеси водопідготовки, очищення СВ і самоочищення природних водоймищ як елементи єдиного інтегрального процесу.

Для більшої частини поверхневих водоймищ, використовуваних як джерела водопостачання, характерні мала мінералізація, зміна складу води під впливом гідрометеорологічних умов і біохімічних процесів, сезонні коливання температури і складу води. Сезонні коливання у складі води особливо різко виявляються в збільшенні її каламутності і колірності в періоди паводків. У цей же період зростає бактерійна забрудненість води.

Біологічне окислення - процес природний, його характер однаковий як для процесів, що протікають у водоймищі, так і для очисних споруд. Біохімічний метод очищення застосовують для очищення господарсько-побутових (комунальних) і промислових СВ від багатьох розчинених органічних і неор-

ганічних (сірководню, сульфідів, аміаку, нітриту і так далі) сполук. Цей процес заснований на здатності мікроорганізмів використовувати перераховані речовини в процесі живлення.

Основні характеристики стічних вод,
що підлягають біохімічному очищенню:
БСК, ХСК, біохімічний показник

Ступінь забрудненості СВ органічними речовинами можна оцінити величиною БСК - кількістю кисню, споживаного для біохімічного окислення цих речовин в аеробному процесі за певний інтервал часу. БСК виражають в міліграмах $O_2/л$.

БСК - це біохімічна потреба в кисні або кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окислення органічних сполук (не включаючи процеси нітрифікації) за певний проміжок часу (5 - 20 діб). Виражається кількістю кисню в міліграмах на 1 літр СВ (міліграм $O_2/л$ СВ), або грамах $O_2/м^3$ СВ, або грамах $O_2/г$ окислюваної речовини. Наприклад, БСК₅ - біохімічна потреба в кисні за 5 діб при 20°C. Основний показник при розрахунку очисних споруд - БСК_{повн} - біохімічна потреба в кисні, що витрачається для повного окислення органічних речовин, що містяться в СВ, мікроорганізмами до початку процесів нітрифікації.

БСК не враховує стійкі органічні речовини, що не зачіпаються біохімічним процесом, і частину речовин, що йдуть на приріст бактерій. Тому для повної оцінки кількості органічних речовин в СВ, окрім БСК, визначають ХСК.

ХСК (хімічне споживання кисню) - це кількість кисню, необхідного для перекладу вуглецю органічних сполук в CO_2 , водню - в H_2O , сірки - в SO_2 , фосфора - в P_2O_5 , азоту - в NH_4^+ , але не враховується кисень, що витрачається на окислення аміаку, оскільки утворення нітриту і нітратів не входить у величину ХСК. ХСК теж виражається в міліграмах $O_2/л$, або грамах $O_2/м^3$ СВ, або грамах $O_2/г$ речовини. Величину ХСК можна розрахувати за стехіометричними рівняннями. ХСК завжди більше БСК, оскільки при біохімічних процесах не всі речовини мінералізуються, крім того, в навколишнє середовище повертаються продукти життєдіяльності мікроорганізмів.

Величина БСК₂₀ побутових СВ складає приблизно 86% ХСК.

Для встановлення можливості подачі промислових СВ на біохімічне очищення встановлюють максимальні концентрації токсичних речовин, які не впливають на процеси біохімічного окислення (МК₆) і на роботу очисних споруд (МК_{6,о.с}). За відсутності таких даних можливість біохімічного окислення встановлюють по відношенню БСК_{повн} і ХСК. Це відношення, яке ха-

рактизує біорозкладність СВ, називають біохімічним показником. Для різних груп СВ його значення коливаються в широких межах (табл..1).

Табл..1 Значення ХСК,БСК та біохімічного показника для деяких речовин.

Компонент СВ	Формула	ХСК, мг/мг	БСК _{повн} , мг/мг	БСК/ХСК, %
Молочна кислота	$\text{CH}_3\text{CH}(\text{OH})\text{COOH}$	1,07	0,95	89
Метанол	CH_3OH	1,50	1,02	68
Етанол	$\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$	2,09	1,57	75
Пропіоновий альдегід	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CHO}$	2,21	1,22	55
Бензиловий спирт	$\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_2\text{OH}$	2,52	0,78	31

За величиною біохімічного показника промислові СВ підрозділяють на 4 групи:

1 група має біохімічний показник вище 20%. До цієї групи відносяться СВ харчової промисловості (дріжджових, крохмальних, цукрових, пивоварних заводів), заводів нафтопереробних, синтетичних жирних кислот, БВК і ін. Органічні забруднення цієї групи не токсичні для мікробів.

2 група має показник 10 - 2%, сюди відносять СВ коксування, азотно-тукових, коксохімічних, содових заводів. Після механічного очищення ці СВ можуть бути спрямовані на біохімічне очищення.

3 група має показник 1 - 0,1%. До неї відносяться, наприклад, СВ процесів хлорування, виробництва мастил і ПАР, сірчаноокислотних заводів, підприємств чорної металургії, важкого машинобудування і ін. Ці води після механічного, хімічного і фізико-хімічного очищення (локального) можуть бути спрямовані на біохімічне окислення.

4 група має показник нижче 0,1%. СВ цієї групи містять, в основному, завислі речовини. Для них використовуються механічні методи очищення. До таких вод відносяться СВ вугле- і рудозбагачувальних фабрик і ін.

СВ 1 і 2 груп відносно постійні за складом і характером забруднень. Вони можуть бути застосовані в системах оборотного водопостачання. СВ 3 групи утворюються періодично і відрізняються змінною концентрацією забруднень, стійких до біохімічного окислення. Вони забруднені речовинами, добре розчинними у воді. Ці води непридатні для оборотного водопостачання.

Біохімічне очищення може здійснюватися в аеробних і анаеробних умовах. Аеробні методи застосовують, в основному, для малоконцентрованих субстратів (концентрація по БСК до 500 - 1000 мг/л), оскільки в аеробних умовах значна частина забруднень використовується мікроорганізмами в

конструктивному метаболізмі, внаслідок чого утворюється біомаса, пропорційна масі знятих забруднень. Концентрація міських СВ по БСК зазвичай не перевищує 200-400 мг/л. Для їх очищення застосовують аеробні методи.

Аеробне окислення забруднювальних речовин

При аеробному очищенні мікроби культивуються в активному мулі (АМ) і біоплівці.

Характеристика АМ і біоплівки.

На вигляд АМ є пластівчастою масою світло-сірого, жовтувато-коричневого або темно-коричневого кольору. Пластівці мулу - це скупчення твердих частинок і бактерій, увязнені в слизисту масу. Середній розмір пластівців 1 - 4 мм, але залежно від умов може мінятися від кількох часток мм до 30-40 мм.

Окрім бактерій до складу АМ входять найпростіші, гриби, дріжджі, актиноміцети, личинки комах, рачки. Бактерії грають головну роль у вилученні і окисленні органічних і деяких неорганічних домішок стічних вод. Кількість бактерій в АМ достатньо велика і складає до 10^{14} на 1 грам сухої речовини. Найпростіші не приймають безпосередньої участі в очищенні СВ, а поглинають велику кількість бактерій, підтримуючи їх оптимальну кількість. Бактеріями і найпростішими харчуються коловертки, здатні жити тільки за наявності кисню в СВ. Бактерії АМ відносяться до різних функціональних груп. Кожна група об'єднує організми з однаковими харчовими потребами. У АМ присутні амоніфікуючі, целюлозоруйнуючі, жиророзщеплювальні, нітрифікуючі, денітрифікуючі бактерії. У специфічних АМ, очищаючих СВ деяких виробництв, переважний розвиток отримують фізіологічні групи бактерій, споживаючих основний компонент складу СВ, а останні їх супроводять. Наприклад, при очищенні нафтовмісних СВ переважають бактерії, що окисляють вуглеводні, фенолвмісних стоків - фенолруйнуючі бактерії. Супутні групи готують середовище для існування мікроорганізмів основної групи, забезпечують її живильними і ростовими речовинами, утилізували продукти окислення. Біомаса основної фізіологічної групи бактерій, що веде окислення в спеціалізованих мулах, складає 87 - 90%, останнє - біомаса супутніх бактерій і інших організмів. При нормальному функціонуванні всіх учасників біоценозу АМ добре працює, не відбувається замулювання і виходу з ладу очисних споруд.

АМ - амфотерна колоїдна система. При рН 4 - 9 вона має негативний поверхневий заряд. АМ має дуже розвинену поверхню близько 100 м^2 на 1 грам сухої речовини, що обумовлює хорошу сорбційну спроможність. Суха речовина АМ містить 70 - 90% органічної і 10 -30% неорганічної речовини. Твердий субстрат, якого в АМ може бути до 40%, є твердою відмерлою частиною АМ і твердих залишків іншого походження. До нього прикріплюються мікроорганізми АМ. Розмір мікробів коливається від декількох мкм до 3 і більше мм. Здатність мулу утворювати пластівці, що добре осідають, - найваж-

ливіша його властивість, оскільки ефективність процесу очищення СВ значною мірою залежить від наступного за нею процесу відділення АМ від очищеної води (седиментації АМ). Утворення пластівців починається після завершення росту мікроорганізмів. В період утворення пластівців збільшується вміст позаклітинних полімерних речовин, які грають роль флокулянтів. Пластівці мулу можна дефлокулювати, якщо з поверхні кліток мікроорганізмів видалити ці полімери. Флокуляцію (утворення пластівців) можна підсилити додаванням таких речовин як кремнезем, каолін, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Структура пластівців мулу різко видозмінюється при масовому розвитку в мулі нитчастих бактерій і деяких грибів. Пластівці збільшуються в розмірі, стають рихлими, перестають осідати. Це явище називається "спуханням" АМ. Воно спостерігається при надлишку вуглеводів в СВ, нестачі біогенних елементів, при недостатній аерації або різкій зміні концентрації СВ. АМ, що "спухнув", має надзвичайно розвинену поверхню, має дуже високу очищувальну спроможність в порівнянні із звичайним мулом, набуває спроможності використовувати вуглець трудноокислюваних сполук, наприклад, ПАР. Але нормальна експлуатація очисних споруд з мулом, що спухнув, неможлива, оскільки він не відділяється від очищеної води. У звичайних умовах міських очисних станцій боротися з розвинутим спуханням важко, йому прагнуть запобігти.

Якість мулу визначається швидкістю його осадження і ступенем очищення СВ. Крупні пластівці осідають швидше дрібних. Стан мулу характеризує **індекс мулу**: відношення об'єму частини АМ (мл), що осідає, до маси висушеного осаду (г) після відстоювання протягом 30 хв. Чим гірше осідає мул, тим більш високий індекс мулу він має.

Біоплівка наростає на поверхні наповнювача біофільтра і має вид слизистих обростань завтовшки 1 - 3 мм і більше. Число мікроорганізмів в біоплівці менше, ніж в АМ - 1 грам сухої речовини біоплівки містить до 10^{12} бактерій.

Умови проживання мікроорганізмів в біофільтрах значно відрізняються від умов в аеротенку. Видовий склад бактерій активного мулу і біоплівки за умови обробки води однакового складу ідентичні, проте, кількісне співвідношення видів, що відносяться до різних фізіологічних і екологічних груп, істотно відрізняється. Так, при чисельності бактерій $2 \cdot 10^{14}$ у 1 м^3 аеротенка, загальна кількість анаеробних бактерій складає близько 0,01%. У біофільтрі, що очищає ту ж воду, міститься $1 \cdot 10^{12}$ кліток в 1 м^3 об'єму, з них анаероби складають 28,8%. Пояснюється це тим, що концентрація кисню змінюється як по висоті біофільтра, так і по товщині шару біоплівки, що покриває завантажувальний матеріал. Знижена концентрація кисню у верхніх шарах завантаження спостерігається із-за найбільш високого навантаження по органічних речовинах. У цій зоні переважають факультативні анаероби. У товщу біоплівки до шарів, прилеглих до завантаження, кисень практично не проникає, що створює умови для розвитку анаеробів.

Представники біоценозів АМ і біоплівки зв'язані одне з одним харчовими стосунками. Нижча ланка або перший трофічний рівень в ланцюзі харчування складають гетеротрофні бактерії; другий трофічний рівень - найпростіші, такі, що харчуються бактеріями; третій самий верхній трофічний рівень представлений багатоклітинними організмами - коловертками і хробаками. У біоплівці завжди присутні хробаки, личинки комах, можуть розвинутися водні кліщі і нижчі ракоподібні, тому третій рівень трофічного ланцюга у біоплівці відрізняється різноманіттям видів. Нижча ланка ланцюга харчування в біоплівці поряд з бактеріями представлена грибами і найпростішими.

Біохімічне очищення вважають за повне, якщо БСК_{повн} очищеної води складає менше 20 мг/л і неповною при БСК_{повн} більше 20 мг/л. У свою чергу повне біохімічне очищення підрозділяють на дві категорії:

- > з нітрифікацією азоту амонійних солей
- > без нітрифікації азоту амонійних солей.

У першому випадку поряд з окисленням вихідних вуглецьвмісних сполук передбачається переведення амонійного азоту в нітрит і нітрати, в другому випадку очищення закінчують у той момент, коли фіксується початок процесу окислення амонійного азоту.

Процес нітрифікації відбувається одночасно з окисленням клітинної речовини АМ, тому варіант повного біохімічного очищення з нітрифікацією називають процесом очищення з мінералізацією мулу.

В процесі біохімічного очищення можна отримати очищену воду з концентрацією по завислих речовинах і БСК 10-20 мг/л, ХСК очищеної води залежить від вихідної концентрації забруднювачів. Зниження ХСК досягає 50-80%.

Азот амонійний в процесі без нітрифікації зменшується не більше ніж на 30%, а з нітрифікацією - на 80 - 85%.

Концентрація фосфатів знижується на 60 - 90%.

Концентрація хлоридів і сульфатів не міняється.

Біохімічне очищення СВ відбувається в нестерильних умовах, дезинфекція води здійснюється після біохімічного очищення хлоруванням, озонуванням або УФ-опроміненням.

Закономірності біохімічного окислення органічних речовин в аеробних умовах

При біохімічному очищенні СВ них вилучається комплекс розчинених, колоїдних і нерозчинених домішок. Біохімічний процес - процес внутрішньоклітинний, такий, що складається з трьох стадій:

- масопередача органічної речовини і кисню з об'єму рідини до поверхні клітини
- дифузія речовини і кисню через напівпроникну мембрану клітини
- метаболізм речовин, що дифундують, супроводжується приростом біомаси, виділенням енергії, CO₂ і інших продуктів метаболізму.

Із-за великої поверхні пластівців АМ значна маса забруднень вже через декілька хвилин контакту АМ і СВ сорбувалася на пластівцях.

Для перенесення речовин всередину більшість домішок СВ мають бути гідролізованими. Гідролітичні ферменти розташовуються на поверхні бактерійних кліток, що запобігає втраті продуктів гідролізу в навколишнє середовище.

Висока гідролізна активність мулів обумовлена як ферментами живих клітин, так і гідролазами, що потрапляють у воду в процесі загибелі і лізису (ферментативного розчинення кліток) мікробних кліток. Гідролітичному розщеплюванню піддаються і колоїдні, і нерозчинні домішки, а також розчинені речовини, якщо розмір їх молекул перешкоджає проникненню через клітинну мембрану. Дія екзоферментів призводить до утворення на поверхні клітинок комплексу вихідних речовин, ферментів і продуктів ферментативних реакцій.

Одночасно з початком перенесення речовин через клітинну мембрану починається процес їх метаболічного перетворення всередині клітини. Процеси окислення речовин в клітині йдуть значно повільніше, протягом декількох годин, в цей час суміш АМ і СВ повинна аеруватися.

Якість АМ характеризує біохімічна активність. Під біохімічною активністю АМ розуміють спроможність АМ до вилучення і окислення органічних домішок СВ, тобто його очищуючу спроможність. Біохімічна активність залежить від багатьох причин і пов'язана з кількістю і фазою розвитку мікроорганізмів АМ. Біохімічну активність АМ оцінюють за швидкістю споживання кисню і за вмістом в АМ ферментів.

Динаміку зміни концентрації органічних забруднювальних речовин (С), концентрації мікроорганізмів АМ (а) і БСК можна представити в графічному вигляді (рис.2):

С	а	БСК							
t0	t1	t2	t3	t4	t5	t6	t7	t	

Рис. 2 Динаміка зміни основних показників аеробної очистки СВ, де С - концентрація субстрату (забруднень СВ)

а - концентрація АМ в суміші

БСК - споживання кисню мікроорганізмами АМ при зниженні концентрації забруднень (С)

t - час біохімічної обробки СВ.

1 фаза - початкова, стаціонарна, лаг-фаза, час звикання мікроорганізмів АМ до нового місця існування з новими джерелами живлення.

2 фаза - позитивного прискорення зростання клітин. На початку немає видимого зростання клітин, але йде зниження концентрації органічних забруднень за рахунок їх сорбції поверхнею клітин. До кінця фази розміри клітин збільшуються у декілька разів, вони активно дихають і починають активно споживати субстрат

3 фаза - експоненціального зростання клітин. Зростання йде з великою швидкістю як за масою, так і за чисельністю мікроорганізмів

4 фаза - уповільненого зростання. Початок старіння мікробів, зниження фізіологічної активності, накопичення живлячих речовин, початок флокуляції (утворення пластівців)

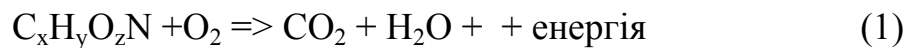
5 фаза - максимально стаціонарна (стабілізація АМ). Кількість клітин максимальна, приріст мікроорганізмів лише компенсує їх загибель, фізіологічна активність падає до мінімуму. До цього часу концентрація забруднень СВ знижується приблизно на 80%

6 фаза - позитивного прискорення відмирання бактерій

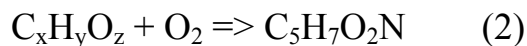
7 фаза - експоненціальної загибелі клітин

8 фаза пов'язана з початком процесу самоокислювання АМ (його відмирання) з мінералізацією органічної речовини мікроорганізмів.

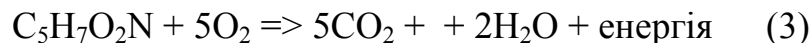
Якщо суму органічних забруднень СВ позначити $C_xH_yO_zN$, то процес очищення СВ від цих забруднень можна виразити наступними умовними реакціями:



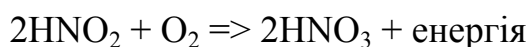
Реакція (1) описує окислення органічних забруднювальних речовин. Одержана енергія споживається в синтезі клітинної речовини в реакції (2).



Коли екзогенний субстрат вичерпаний, починається самоокислювання клітинної речовини АМ:



До цього моменту створюються сприятливі умови для розвитку автотрофних нітрифікуючих бактерій, що окислюють амонійний азот:



Приріст АМ зменшується із-за часткового окислення клітин при ендogenous диханні. При тривалій аерації в процесі (3) теоретично можна повністю окислити приріст АМ. Практично ж цього добитися не можна, оскільки

ступінь окислення АМ складає не більше 70%, решта накопичується у вигляді інертної біологічної маси.

На величину приросту впливає і склад біоценозу. Чим більше трофічних рівнів в харчовому ланцюзі, тим менше приріст біомаси. Харчуючись мікроорганізмами нижчої ланки, організми вищого трофічного рівня використовують частину споживаної біомаси в енергетичному обміні, окисляючи її повністю. Тому найбільший приріст спостерігається при використанні чисто бактерійних мулів. Поява в мулах організмів другого трофічного рівня знижує приріст АМ. Мінімальний приріст спостерігається в біоценозах з третім трофічним рівнем.

Для доокислення сорбованих поверхнею мікроорганізмів домішок АМ відділяють від СВ і піддають регенерації. Регенерація полягає в продуванні АМ повітрям без подачі живлячих речовин зі СВ. Оскільки об'єм мулу значно менше об'єму води, регенерація дозволяє зменшити місткість аераційних споруд, окислити сорбовані активним мулом колоїдні і нерозчинні домішки. Внаслідок регенерації відновлюється біохімічна активність АМ.

Регенератор служить також стабілізатором процесу очищення, захищає АМ від отруєння токсикантами при залпових викидах і регулює навантаження на АМ (рис.3).

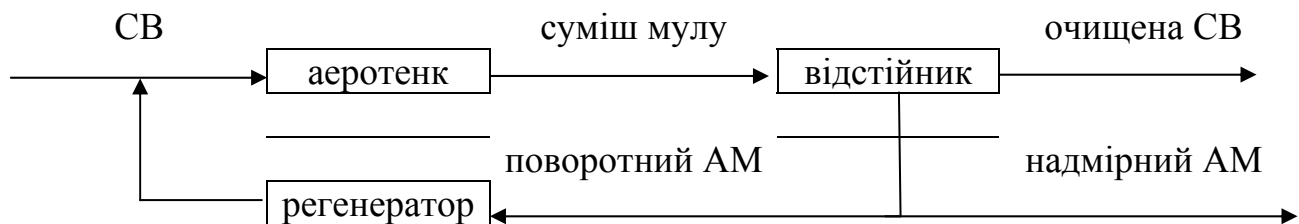


Рис.3. Технологічна схема аеробної очистки СВ з використанням регенератора.

За допомогою регенератора управляють віком АМ і цим впливають на ступінь очищення. **Вік АМ** (Т) дорівнює масі речовини АМ (m) в системі очисних споруд, що ділиться на масу цієї ж речовини, що втрачається системою за добу:

$$T(AM) = m(AM) / \Delta m(AM)$$

Для неповного очищення СВ достатній АМ 2-х добовий, при повному очищенні вік АМ коливається від 2 до 8 діб, при віці АМ більше 8 діб забезпечується нітрифікація амонійного азоту, тобто досягається мінералізація органічних домішок.

Вплив різних чинників на швидкість аеробного біохімічного окислення домішок активним мулом

На інтенсивність і ефективність біохімічного очищення СВ впливають багато чинників:

- температура
- рН
- наявність і концентрація токсичних речовин
- концентрація біомаси і ін.

Регулювання ряду чинників дозволяє зменшити тривалість і підвищити ефективність очищення СВ.

Температура.

Залежно від зміни температурних умов навколишнього середовища в процесі очищення СВ відбувається зміна біоценозу. Залежно від кліматичних умов і пори року температура СВ, що очищаються, може коливатися від 2 - 5 до 25 - 35°C.

Навесні, влітку і ранньою осінню, коли температура СВ не нижче 15°C розвиваються переважно мезофільні і деякі термофільні мікроорганізми. Пізно восени, зимою і ранньою весною переважають психрофільні форми.

Підвищення температури за межі фізіологічної норми призводить до загибелі мікроорганізмів, тоді як її пониження спричиняє лише зниження або припинення активності мікроорганізмів. Повільна зміна температури в рамках фізіологічної норми не викликає негативного впливу, тоді як різкі зміни температури несприятливо впливають на життєдіяльність мікробів.

Зміну температури води викликає зміна розчинності кисню у воді. У теплу пору року, коли активність мікробів посилюється, розчинність кисню знижується. У зимовий період спостерігається протилежна картина. У зв'язку з цим для підтримки високої активності і ефективності біохімічної в теплу пору року необхідно проводити інтенсивнішу аерацію, а в зимовий час - підтримувати вищу концентрацію мікроорганізмів і збільшувати тривалість обробки.

рН.

Допустимі значення рН 5 - 9. Ефективне очищення СВ відбувається при рН 5,5 - 8,5, оптимальний інтервал рН 6,5 - 7,5.

Перемішування.

Перемішування підтримує АМ в завислому стані, створює сприятливі умови масопередачі живлячих речовин і кисню до поверхні мікробних клітин. Інтенсивна турбулізація рідини приводить до руйнування пластівців АМ на дрібніші скупчення мікроорганізмів, що сприяє покращенню постачання клітин живлячими речовинами і киснем. Окрім цього можливе зменшення тривалості аерації без зниження ефективності очищення СВ.

Концентрація кисню.

Швидкість розчинення кисню в СВ не має бути нижче за швидкість його споживання мікроорганізмами. Швидкість споживання кисню мікробами

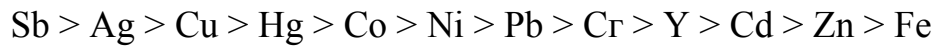
АМ практично не змінюється при концентраціях кисню в СВ в межах 1 – 7 мг/л. Зниження концентрації кисню нижче 0,5 мг/л несприятливо позначається на швидкості його споживання мікробами. При низькій концентрації кисню збільшується кількість метаболітів (продуктів обміну) і відповідно знижується кількість вуглецю, що переходить до клітин і виділяється у вигляді CO₂.

Концентрацію кисню рекомендується підтримувати (залежно від розмірів пластівців АМ):

- при інтенсивному перемішуванні і мінімальних розмірах пластівців - не менше 1 мг/л
- при повільному перемішуванні і крупних пластівцях - біля 2мг/л.

Токсичні домішки.

Токсичні домішки порушують життєдіяльність організмів АМ. АМ спроможний сорбувати солі важких металів. При цьому знижується активність мулу і відбувається його спухання із-за інтенсивного розвитку нитчастих форм бактерій. За ступенем токсичності важкі метали можна розташувати в такому порядку:



Фенол, формальдегід, інші антисептики руйнують білки цитоплазми; ефір і ацетон руйнують оболонку клітин; багато шкідливих речовин, потрапляючи в бактерійну клітину, взаємодіють з її компонентами і порушують їх функції. Для таких речовин встановлені максимальні концентрації (МК) шкідливих речовин в СВ, що поступають на очищення.

Негативного впливу на процеси біохімічного очищення надає і підвищена концентрація неорганічних солей в СВ. Наприклад, при концентрації хлоридів до 30 г/л різко знижується якість очищення СВ. Максимальна кількість неорганічних солей в СВ не повинна перевищувати 10 г/л. Різкі коливання в концентраціях неорганічних солей також надають несприятливого впливу на процес біохімічного очищення СВ.

Біогенні елементи.

N і P є необхідними компонентами клітинного матеріалу для всіх організмів. Азот входить до складу клітинної речовини у відновленій формі (амінні - NH₂ і імінні - =NH групи), а фосфор - в окисненій формі. Недолік цих елементів приводить до різкого порушення процесу очищення СВ, зниження активності мікробів щодо інтенсивності окислення забруднених СВ. При недоліку біогенних елементів в біоценозі АМ з'являється значна кількість нитчастих форм бактерій і погіршується осаджуваність АМ. Достатність елементів живлення для бактерій в СВ визначається відношенням БСК : N : P (азот амонійних солей або білковий і фосфор у вигляді розчинених фосфатів).

У таблиці 2 наведені норми потреби в біогенних елементах деяких видів СВ:

Табл..2 Норми потреби в біогенних елементах деяких видів СВ

СВ	БСК : N : P
Побутові	100 : 5 : 1
Виробництва синтетичних жирних кислот	100 : 3 : 0,8
Нафтопереробного заводу	100 : 2,3 : 0,3

У реальних побутових СВ співвідношення значно більше – 100 : 20 : 2,5. Тому доцільне сумісне очищення побутових і виробничих СВ, якщо вони не містять біогенних компонентів.

Як біогенні добавки застосовують різні водорозчинні солі і речовини: сульфат і нітрат амонію, сечовину, аміачну воду, суперфосфат, причому вживані речовини не повинні утворювати між собою нерозчинні сполуки.

Доза і вік АМ.

Інтенсивність і ефективність очищення СВ залежить не тільки від умов проживання мікробів, але і від їх кількості - дози АМ. Доза АМ в аеротенках підтримується в межах 2 – 4 г/л. Підвищення концентрації мікробів дозволяє збільшити швидкість споживання субстрату, але одночасно необхідно збільшувати кількість розчиненого у воді кисню і покращувати умови масообміну.

Рівень живлення.

За міру рівня живлення приймають величину добового навантаження по забрудненнях в перерахунку на 1 м³ очисної споруди, на 1 г сухої біомаси або на 1 г беззольної частини біомаси. Найчастіше користуються значеннями навантаження по БСК, але іноді підраховують величину навантаження по індивідуальних забрудненнях.

Досить часто використовується поняття навантаження по БСК на 1 м³ споруди – C_V :

- високе навантаження по БСК $C_V > 1,5$ кг БСК₅ за добу на 1 м³ об'єму аеротенка;
- середнє навантаження по БСК $0,6 < C_V < 1,5$;
- низьке навантаження по БСК $0,35 < C_V < 0,6$;
- продовжена аерація $C < 0,35$.

Різні типи обробки СВ.

АМ класифікується відповідно до навантаження на нього по БСК, що доводиться на 1г АМ, – C_m , яке дає зразкове уявлення про співвідношення добової маси забруднень, що поступають, і маси мікроорганізмів.

Застосовують такі системи:

- високонавантажувані при $C_m > 0,5$ г БСК₅ за добу на 1 г АМ. У порівнянні з іншими системами в них найбільший приріст АМ, найменший ступінь очищення, мул містить незначну кількість видів найпростіших.

- середньонавантажувані $0,2 < C_m < 0,5$ - класичні. Забезпечують дуже високий ступінь очищення по БСК, іноді часткову нітрифікацію, мають добре флокулюючий АМ, населений великим числом мікроорганізмів різних груп. Приріст АМ менше максимально можливого із-за процесів, що достатньо глибоко відбуваються, ендогенного окислення АМ.
- малонавантажувані $0,07 < C_m < 0,2$. Забезпечують ступінь очищення, що коливається, по БСК, але частіше високу, глибоко розвинений процес нітрифікації, приріст АМ мінімальний, його населення вельми різноманітно.
- дуже малонавантажувані або продовженої аерації $C_m < 0,07$.

На рис.4 показано взаємозв'язок деяких величин, що характеризують роботу аеротенків різних типів:

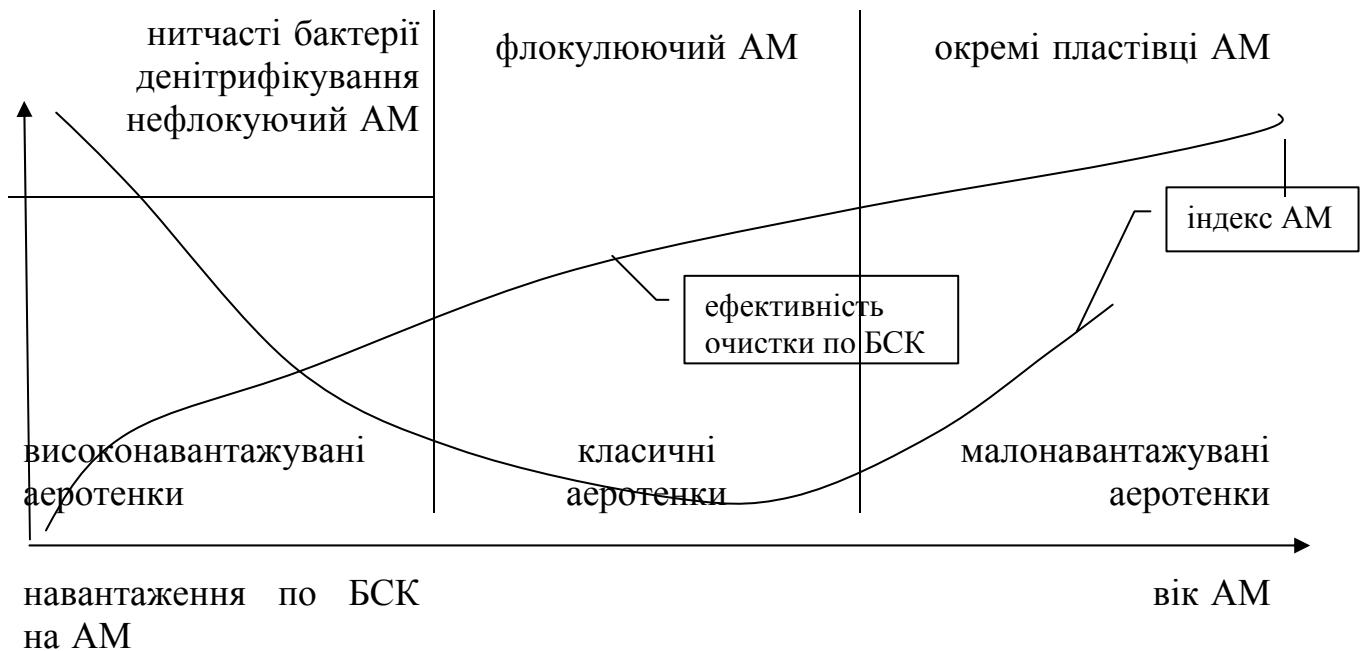


Рис. 4 Взаємозв'язок деяких величин, що характеризують роботу аеротенків різних типів

Способи проведення аеробного очищення СВ

Аеробні процеси біохімічного очищення можуть протікати в природних умовах і в штучних спорудах.

Біохімічне очищення СВ в природних умовах.

У природних умовах очищення СВ протікає на полях зрошування, полях фільтрації і в біологічних ставках.

Поля зрошування.

Це спеціально підготовлені ділянки ґрунту, що використовуються одночасно для очищення СВ і агрокультурних цілей. Очищення в цих умовах йде під впливом сонця, повітря, під впливом життєдіяльності рослин, а також внаслідок спільної роботи ґрунтової мікрофлори і мікрофауни і мікроорганізмів СВ. У ґрунті полів зрошування знаходяться бактерії, актиноміцети, гриби, водорості, дріжджі, найпростіші і безхребетні тварини. СВ містять, в основному, бактерії. Кількість мікроорганізмів в ґрунті полів зрошування залежить від пори року: взимку їх значно менше, ніж влітку.

Бактерії мінералізують органічні речовини, водорості продукують кисень, найпростіші знищують надлишкові кількості бактерій. Дощові хробаки, личинки комах розпушують ґрунт і сприяють проникненню повітря в замулені ділянки. Крім того, вони переробляють важко розщеплювані органічні речовини (целюлозу, хітин).

Землеробські поля зрошування після біохімічного очищення СВ, зволоження, внесення добрив використовуються для вирощування зернових, силосних культур, трав, овочів, а також для посадки чагарників і дерев.

Поля фільтрації.

На таких полях не вирощують сільськогосподарські культури, вони призначені тільки для очищення СВ, тому на них дається максимально можливе навантаження.

В процесі очищення СВ проходять через шар фільтруючого ґрунту, в якому затримуються завислі і колоїдні частинки. Проникаючий з повітря в пори ґрунту кисень окислює органічні речовини, перетворюючи їх на мінеральні сполуки. У глибокі шари проникнення кисню утруднене, тому основне окислення органіки відбувається на глибині до 0,5 м.

Частину території поля зрошування відводять під резервне поле фільтрації, оскільки деякі періоди року не допускають випуск СВ на поля зрошування. У зимовий час СВ направляють лише на поля фільтрації.

З моменту виникнення полів зрошування (Одеса - 1887 р, Київ - 1894 р) вони зазнали великих змін. На самому початку застосовували зрошування без попередньої обробки СВ, потім у 50-х роках необхідною умовою стала попередня механічна обробка, в 60-х роках лікарями-гігієністами висунута вимога

обов'язкового біохімічного очищення перед скиданням СВ на поля зрошування. Переваги полів зрошування перед штучними спорудами:

- - зниження капітальних і експлуатаційних витрат
- - виключення скидання стоків за межі зрошуваної площі
- - забезпечення одержання високих і стійких урожаїв сільськогосподарських рослин,
- - залучення в сільськогосподарський оборот малопродуктивних земель.

Біологічні ставки.

Біологічні ставки - це трьох-, п'ятиступінчастий каскад ставків, через які з невеликою швидкістю протікає освітлена або заздалегідь очищена вода. Вони призначені для остаточного біохімічного очищення або для доочистки СВ в комплексі з іншими очисними спорудами.

Біологічні ставки розділяють на ставки з природною і штучною аерацією. У ставках з природною аерацією вода, що очищається, рухається з дуже малою швидкістю. При цьому корисно використовується тільки частина ставка. Час перебування в таких ставках залежить від і концентрації органічних забруднень і коливається від 7 до 60 діб. Для збільшення ефективності і інтенсивності очищення СВ глибина ставка не повинна перевищувати 1 м. При цьому створюються сприятливі умови для прогрівання, освітлення, аерації води, а також для заселення водними організмами-гідробіонтами. Гідробіонти підрозділяються на бентосні (донні), планктонні (глибинні), нейстонні (поверхневі), мікрофіти (водорості) і макрофіти (водні рослини).

Залежно від пори року ефективність очищення СВ в ставках різна. У холодний період інтенсивність очищення різко знижується, тому часто рекомендується обмежувати період роботи ставків в середній частині СНД 4-5 місяцями роботи, на півдні - 7-9 місяцями. При рясному розвитку фітопланктону рослини асимілюють вільний і зв'язаний CO_2 , внаслідок чого рН води може зрости до 9-10 і вище, що приводить до загибелі бактерій.

Ставки з штучною аерацією мають набагато менший об'єм, необхідний ступінь очищення в них досягається за 1-3 діб. Швидкість руху води в таких ставках перевищує 0,1 м/с.

Недоліки біологічних ставків:

- - низька окислювальна спроможність
- - сезонність роботи
- - розміщення на великій території
- - наявність застійних зон
- - трудність очистки.

Біохімічне очищення СВ в штучних аеробних умовах.

Таке очищення проводять у біофільтрах різних конструкцій і аеротенках.

Біологічні фільтри.

Біофільтр - це апарат, завантажений фільтруючим матеріалом, через який протікає (фільтрується) вода, що очищається. На поверхні завантажувального матеріалу розвиваються мікроорганізми (біоплівка), що споживають забруднення СВ.

Біофільтри підрозділяються на два види:

- -з об'ємним завантаженням
- -з площинним завантаженням.

У біофільтрах з об'ємним завантаженням у якості завантаження використовують щебінь, гравій, шлак, керамзит і інші матеріали, що мають щільність 500 - 1500 кг/м³ і пористість 40 - 50%. Біофільтри з об'ємним завантаженням підрозділяють на:

- - краплинні з фракціями завантажувального матеріалу розміром $d = 20 - 30$ мм і висотою шару завантаження $h = 1 - 2$ м. Застосовуються при витратах СВ до 1000 м³·д. зрошування в них проводиться рівномірно з невеликими проміжками, вода подається у вигляді крапель і струменів. Надходження повітря в споруду відбувається шляхом природної вентиляції через відкриту верхню поверхню біофільтра і дренаж. Особливості краплинних біофільтрів - мале навантаження по СВ (не більше 1 м³ на 1 м³ фільтру на добу), тобто низька продуктивність і високий ефект очищення. БСК_{повн} вихідної СВ не повинно перевищувати 220 мг/л, БСК_{повн} очищеної СВ не перевищує 15 мг/л. Краплинні біофільтри вимагають ретельного виконання регламентних вимог, оскільки при перевантаженні органічними речовинами поверхня фільтру швидко замулюється і робота споруди різко погіршується.
- високонавантажувані з фракціями завантаження $d = 40 - 60$ мм і висотою шару завантаження $h = 2 - 4$ м. Застосовуються при витратах СВ 30 - 50 тис.м³·д. Можливе примусове продування повітрям. Більша, ніж в краплинному біофільтрі швидкість руху рідини забезпечує віднесення трудноокислюваних нерозчинних домішок і відмерлої біоплівки.
- баштові (великої висоти) із завантаженням $d = 60 - 80$ мм і $h = 8 - 16$ м. Використовують при витратах СВ 30 - 50 тис.м³·д.

У верхніх шарах біофільтрів розвиваються зелені і синьо-зелені водорості, найпростіші, личинки комах. Діатомові водорості мешкають на більшій глибині, оскільки не потребують світлової енергії і не вимагають високих концентрацій кисню. У нижніх шарах біофільтрів розташовується "зона хробаків". Бактерії і гриби населяють всю масу біоплівки.

У верхніх шарах біофільтра відбувається споживання легкоокислюваних речовин, далі вниз – ті, що більш важко окислюються.

Оцінка роботи біофільтра проводиться за **окислювальною потужністю** споруди, під якою розуміють кількість забруднення (у одиницях БСК), яке мінералізується біоплівкою, що міститься на 1 м² завантажувального матеріалу.

Окислювальна потужність біофільтра коливається в широких межах, оскільки вона залежить від температури СВ і повітря, від складу забруднень, від матеріалу завантаження від способу подачі повітря, від типу споруди.

Останнім часом почали використовувати біофільтри з площинним (пластмасовим) завантаженням. При цьому питома поверхня завантаження збільшується в 3-4 рази, продуктивність біофільтра збільшується в 2-4 рази, Підвищується ефективність природної аерації із-за вищої пористості завантаження (95-98%).

Різновидом біофільтрів з площинним завантаженням є біодиски - занурювані дискові біофільтри, що обертаються. Звичайно це пластмасові або асбоцементні диски діаметром до 3,5 м і завтовшки 10-20 мм, насаджені на вал, що обертається. Рівень оброблюваної СВ в резервуарі встановлюють на 2-3 см нижче за вал. Відстань між дисками 15-20 мм, кількість дисків 20-200 штук. Близько 40% поверхні дисків занурено в рідину. Біоплівка розвивається на поверхні дисків. Процес є поперемінною адсорбцією забруднень і повітря біоплівкою, зростаючою на дисках. Ефективність окислення забруднень при прямому контакті з повітрям висока. Біодиски можуть працювати при високих навантаженнях по БСК (до 5 кг БСК/(м³·д) і великих швидкостях потоку, забезпечуючи видалення БСК₅ на 70-90%.

У табл.3 наведено порівняльну характеристику біофільтрів.

Табл.3 Порівняльна характеристика біофільтрів

Біофільтр	Навантаження по СВ м ³ /(м ² · д)	Навантаження по БСК _{повн} , Г/(м ² · д)
Краплинний	1-3	100-300
Високонавантажуваний	10-30	500-1500.
Баштовий	30-50	800-1500
З пластмасовим завантаженням	30-45	1600 -2200
Біодиски	до 5000	

Аеротенки.

Аеротенк - це споруда з постійно протікаючою СВ, по всій товщі якої розвиваються аеробні мікроорганізми, споживаючі субстрат, тобто органічні забруднення цієї СВ. Аеротенками є залізобетонні резервуари прямокутної форми, розділені на секції, звані коридорами. Глибина коридору 5 - 10 м, ширина - 5 - 20 м, довжина - 50 - 200 м, об'єм від 1250 до 40 тис.м³. Аеротенк складається з декількох (до 4) коридорів, 1 або 2 з них використовуються як регенератори.

Велике значення в конструкції аеротенка має система аерації. Застосовуються аеротенки з пневматичною, механічною і ежекційною системами аерації. Аераційні системи призначені для подачі і розподілу кисню або повітря в аеротенку, а також для підтримки АМ у завислому стані.

Існує класифікація аеротенків за величиною навантаження на АМ:

- високонавантажувані (неповного очищення)
- звичайні (класичні)
- малонавантажувані (подовженої аерації).

Аеротенки класифікують також за гідродинамічним режимом роботи. Гідродинамічний режим надає принциповий вплив на умови культивування мікроорганізмів АМ, значить, на ефективність і економічність біохімічного очищення СВ.

Розрізняють:

- аеротенки ідеального витіснення
- аеротенки ідеального змішення
- аеротенки з розосередженою подачею СВ.

Аеротенки ідеального витіснення (рис.5).

Набули найширшого поширення для очищення міських і промислових СВ. Такі аеротенки застосовують для очищення СВ з БСК_{повн} до 300 мг/л (малоконцентровані СВ).

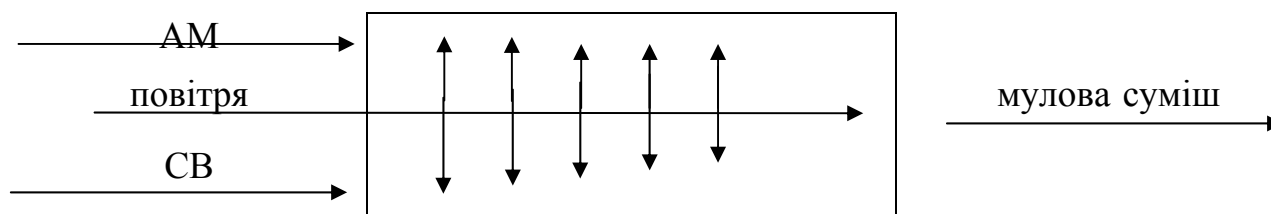


Рис.5 Схема аеротенка ідеального витіснення

Особливість роботи:

у початковій стадії процесу в аеротенку спостерігається максимальна кількість субстрату і дефіцит кисню, а в кінцевій стадії мікроорганізми знаходяться в середовищі, що має надлишкову кількість кисню при практично повній відсутності субстрату. Концентрація біомаси по довжині аеротенка змінюється дуже мало (збільшується на 3-5%).

Особливість розвитку мікробів полягає в тому, що кожна нова порція живлячого середовища (СВ), що надходить в аеротенк мало змішується з передуючими і наступними порціями. Роль потоку в таких умовах зводиться до підтримки безперервності процесу, оскільки свіжі порції, що надходять, не впливають на хід розвитку мікроорганізмів в попередніх порціях через відсутність змішання. Види, що беруть участь в очищенні СВ вступають в складні взаємини: симбіоз, метабіоз і ін. При симбіозі мікроби одержують речовини, які не можуть виробити самостійно: вітаміни, амінокислоти. При метабіозі,

тобто при послідовному розвитку різних мікроорганізмів у міру появи в середовищі метаболітів, що виробляються попередніми видами і являються для подальших видів харчовим субстратом, розкладання субстратів відбувається якнайповніше. Припинення розвитку мікроорганізмів обумовлене вичерпанням субстрату, а флокуляція зменшує щільність популяції.

Вміст в СВ різноманітних живлячих речовин і розвитку в аеротенку безлічі мікроорганізмів перетворює аеротенки на багатоступінчасті системи, що сильно утрудняє управління ними у зв'язку з необхідністю створення різних умов для оптимального розвитку мікробів на кожному ступені, тобто по всій довжині аеротенка.

Нерівномірне споживання кисню обумовлює доцільність його подачі відповідно до споживання в кожній фазі розвитку мікробів. Наприклад, при очищенні від легкоокислюваних домішок 10-15% повітря подається в зону, відповідну лаг-фазі розвитку мікробів, 50-60% - в зону експоненціального зростання, 25-40% - в зону стаціонарної фази.

Недоліки аеротенків-витіснювачів:

- чутливість до перевантажень
- громіздкість і висока будівельна вартість.

Аеротенки повного змішування (рис.6).

Такі аеротенки використовуються для очищення концентрованих СВ з БСК_{повн} до 1000 мг/л при коливаннях у складі, кількості забруднень і швидкостях їх розпаду.

У таких аеротенках порції СВ, що , практично миттєво змішуються зі всією масою рідини і АМ. Закономірності процесів, що відбуваються в аеротенках-змішувачах істотно відрізняються від процесів, що відбуваються в аеротенках-витіснювачах.

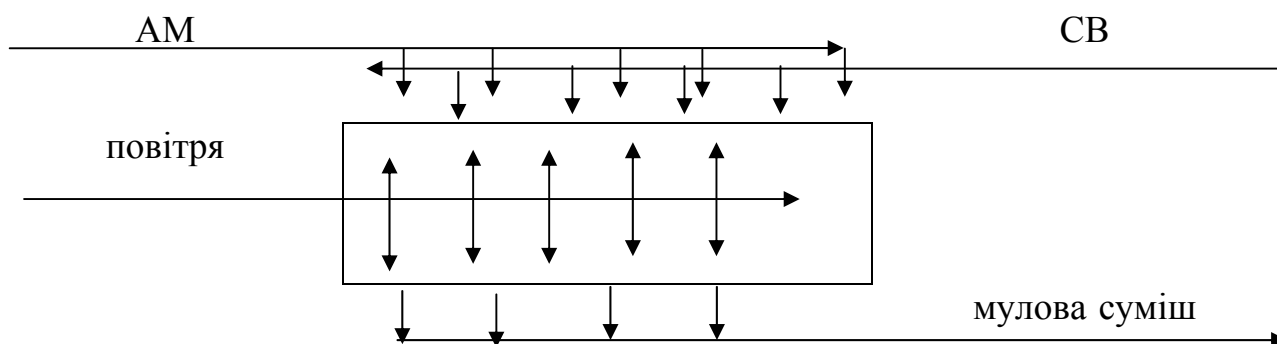


Рис.6 Схема аеротенка_повного змішування

Якщо в аеротенку-витіснювачі бактерії проходять практично повний цикл розвитку, то в аеротенку-змішувачі вони підтримуються в тій фазі свого

розвитку, яка забезпечує максимальну швидкість споживання субстрату, тобто у стадії "молодості", у фазі експоненціального зростання.

Швидке змішування СВ, що надходить, зі всією масою води і АМ дозволяє рівномірно розподілити органічні забруднення і розчинений кисень і забезпечити роботу аеротенка за постійних умов і високих навантажень. Велике розбавлення концентрованих стоків, що надходять, практично очищеними водами в аеротенку дозволяє очищати їх без попереднього розбавлення.

недолік аеротенків-змішувачів в порівнянні з аеротенками-витіснювачами - залишкова концентрація домішок в очищеній воді вища. Це обумовлено необхідністю підтримувати деяку мінімальну концентрацію субстрату у воді для збереження активності мікроорганізмів.

Запропонована велика кількість конструкцій аеротенків-змішувачів. Основна використовувана конструкція - з розосередженою подачею СВ і поворотного АМ і розосередженим відбором суміші мулу.

Аеротенки з розосередженою подачею СВ (рис.7).

Це споруди проміжного типу між аеротенками-витіснювачами і аеротенками-змішувачами. У таких аеротенках при зосередженій подачі АМ концентрація біомаси на вході дорівнює її вмісту в поворотному АМ і поступово зменшується при наближенні до виходу зі споруди. На відміну від аеротенка-витіснювача дефіцит кисню в кінці споруди більший, ніж на початку і залишкова кількість забруднювальних речовин підвищена. Промислове використання таких аеротенків показало, що БСК_{повн} очищеної води знаходиться в межах 10-15 мг/л при БСК_{повн} вихідних СВ 200 - 2500 мг/л.

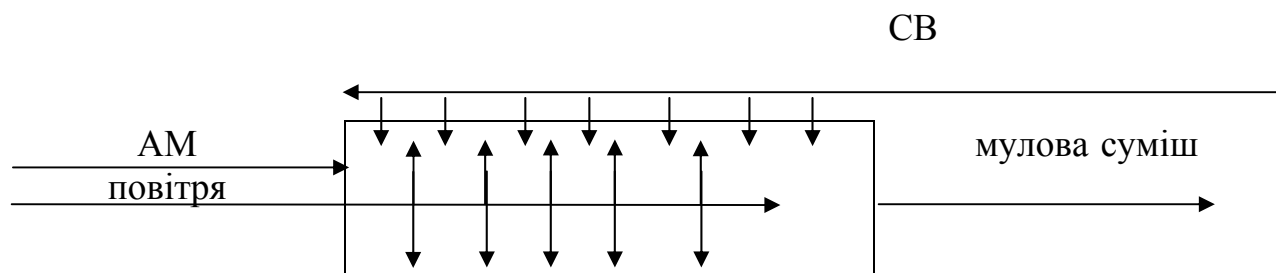


Рис.7 Схема аеротенка з розосередженою подачею СВ

Переваги аеротенків з розосередженою подачею СВ:

- підвищена концентрація біомаси в початковій частині аеротенка дозволяє зменшити тривалість лаг-фази
- рівномірність подачі повітря по довжині аеротенка, - зменшення токсичності СВ внаслідок їх розбавлення.

Окситенки.

Підвищення інтенсивності біохімічного очищення стримується недостатньою швидкістю розчинення кисню у воді. Для ліквідації дефіциту кис-

ню у воді запропоновано проводити аерування води не повітрям, а технічним киснем.

Цей процес проводять в закритих герметичних апаратах - окситенках. Застосування кисню має ряд переваг:

- підвищується окислювальна спроможність в порівнянні з аеротенками в 5-6 разів
- ефективність використання кисню підвищується з 8-9% до 90-95%, для забезпечення такої ж концентрації кисню в СВ потрібна менша швидкість перемішування. В цьому випадку покращуються седиментаційні характеристики АМ, він складається з крупних, щільних пластівців, які легко осідають і фільтруються, що дозволяє збільшити концентрацію АМ до 10 г/л без збільшення габаритних розмірів відстійників
- покращується бактерійний склад АМ, при великій концентрації кисню не розвиваються нитчасті бактерії
- у очищеній воді залишається більше розчиненого кисню, що сприяє подальшому її доочищенню
- немає проблем із запахом, оскільки процес проходить у герметичних апаратах.

Проте спосіб очищення дорожчає, оскільки процес проходить з використанням технічного кисню, тому його доцільно використовувати, коли кисень є відходом виробництва.

Недоліки:

- у зв'язку з вищою концентрацією CO_2 (в порівнянні з аеротенками) значно знижується рН
- зменшення часу перебування СВ (в порівнянні з аеротенками) приводить до погіршення процесів нітрифікації.

Комплексне очищення міських стічних вод: механічне очищення, біохімічне аеробний очищення

Станції очищення міських СВ.

Сучасні станції очищення міських СВ по праву вважаються за промислові комплекси, що продукують очищену воду. Комплекс очисних споруд включає чотири основні блоки (на станціях їх називають цехами): механічного очищення, біологічного очищення, знезараження води і обробки осадів.

Принципову схему міської станції очищення стічних вод наведено на рис.8.

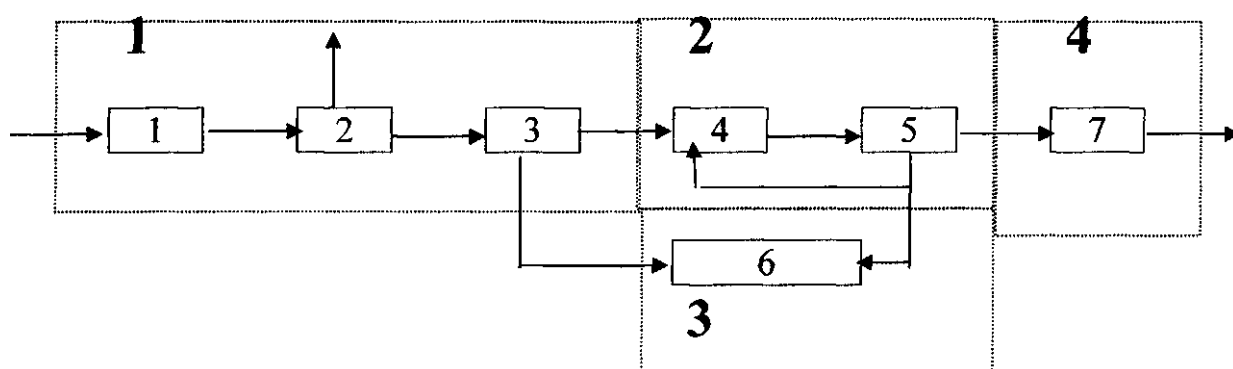


Рис.8. Принципова схема міської станції очищення стічних вод

У блоці механічного очищення (1) з води вилучаються нерозчинні домішки, при цьому вони розділяються на переважно органічні і переважно неорганічні. Послідовність видалення різних домішок обумовлена ступенем їх дисперсності і питомою масою.

На першій стадії очищення воду проциджують через ґрати, що затримують крупні домішки - покидьки. Суха речовина покидьків на 93 - 95% складається з органічних сполук. На наступній стадії - в пісколовках - вода звільняється від важких мінеральних домішок (пісок), що оберігає подальші споруди від абразивної дії піску. Нарешті, на останній стадії механічного очищення в первинних відстійниках виділяють частину завислих речовин, які в результаті седиментації утворюють осад, зазвичай званий сирим. Осад, як і покидьки, що знімаються з ґрат, містить, в основному, легко загниваючі домішки органічного характеру. Тому сирий осад і покидьки передаються на споруди обробки осаду для знешкодження і стабілізації.

Обробка суміші мулу.

Суміш мулу, що випускається з аеротенків, подається у вторинні відстійники, де розділяється на очищену воду і АМ, який, у свою чергу, розділяється на поворотний мул і надлишковий мул.

Використовують системи відділення АМ не у відстійниках, а у флотаторах. У них АМ бульбашками повітря піднімається на поверхню, де його збирають. Потім частину АМ повертають в аеротенк, а іншу частину відводять у відстійник, де відбувається остаточне відділення АМ. Використання флотаторів дозволило підвищити концентрацію АМ в аеротенку до 10-12 г/л і збільшити його продуктивність у 2-3 рази. Такий процес застосовують для очищення СВ з високою концентрацією забруднень.

Знезараження води

Хлорування води.

Хлорування води - один з поширених методів знезараження води на водопроводах. Ця процедура виконується у всіх випадках води з поверхневих водоймищ, а також при здобуванні води з підземних джерел, бактерійні показники яких не відповідають вимогам стандарту.

Хлорування води відбувається газоподібним хлором або ж речовинами, які містять активний хлор: гіпохлоритами, хлораминами, оксидом хлору (IV). На станціях невеликої продуктивності (до 3000 м³ на добу) знезараження води допускається використання хлорного вапна.

Знезаражувальна дія хлору пояснюється взаємодією хлорноватистої кислоти HClO і іонів ClO^- речовинами, що входять до складу протоплазми кліток бактерій, зокрема, руйнують фермент дегідрогеназу фосфатриоз, який необхідний для засвоєння глюкози і виявлений у всіх бактерій. Випадання його з ферментної системи приводить до порушення обміну речовин і загибелі бактерій. Збудники тифу, дизентерії, холери і бруцельозу дуже чутливі до дії хлору. Але при хлоруванні повної стерилізації води не відбувається. У ній залишаються одиничні представники мікроорганізмів, що залежить від різної стійкості окремих видів мікроорганізмів і вірусів до хлору.

Бактерицидний ефект хлорування води залежно від доз хлору і часу контакту (вихідний вміст бактерій коли дорівнює 232000 осіб в 1 мл у всіх випадках)

Табл.4 Бактерицидний ефект хлорування води залежно від доз хлору і часу контакту

Час контакту	Кількість бактерій в 1 мл при різних дозах хлору, мг/л			
	0,5	1,0	2,0	4,0
30 хв	65000	2300	50	76
1 год	44000	180	36	52
2 год	29000	111	23	47
4 год	37000	85	16	40
24 год	75000	10	9	5

Бактерицидний ефект хлору значною мірою залежить від його початкової дози і тривалості контакту з водою. Найчастіше на руйнування витрачається незначна частина хлору. Велика його частина йде на реакції з різними органічними і мінеральними домішками, що містяться у воді. Ці реакції протікають з різною швидкістю залежно від концентрації хлору, рН, температури води і тому подібне

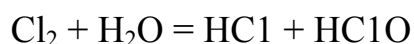
Наявність завислих домішок як органічного, так і мінерального походження, значно знижує бактерицидний ефект хлорування, їх поверхня сорбувала на собі хлор, вилучаючи його з води. Крім того, бактерії, що знаходяться всередині завислих частинок, у меншій мірі піддаються впливу хлору.

Хлор окислює і руйнує органічні домішки води, внаслідок чого знижується колірність води, зникають запахи, а також інші показники, пов'язані з наявністю у воді органічних речовин. Відомі випадки, коли хлорування призводить до утворення продуктів, що мають сильний запах. Особливо стійкі і неприємні хлорфенольні запахи і присмаки. Вони виникають при хлоруванні води, забрудненої стічними водами, що містять феноли і інші ароматичні речовини.

Реагенти для хлорування води.

Хлор є газом жовто-зеленого кольору з різким неприємним запахом. О його шляхом електролізу розчину кухонної солі. Сухий хлор при низьких температурах вступає у взаємодію з дуже невеликою кількістю речовин, але за наявності слідів вологи його активність різко зростає. Він безпосередньо з'єднується зі всіма металами і, окрім кисню, благородних газів, азоту і фтору, зі всіма неметалами.

Газоподібний хлор добре розчинний у воді, розчинність його підвищується із зниженням температури і збільшенням тиску. При насиченні води хлором утворюється хлорна вода, що має сильні окислювальні властивості:



При рН 5 активний хлор знаходиться в розчині в молекулярній формі. У інтервалі рН 5 - 9,2 утворюється хлорноватиста кислота з домішками гіпохлоритів. При рН 9,2 активний хлор знаходиться в розчині тільки у вигляді іонів ClO^- . Гідроліз хлору залежить також від тиску, температури, інтенсивності перемішування і інших чинників. Процес гідролізу хлору протікає приблизно за 2 хв.

Хлорноватиста кислота (HClO) - сильний окислювач, існує лише в розчині. У сильно розведених розчинах вона не має кольору. Концентровані розчини мають жовтий колір і різкий запах. У нейтральному або лужному середовищі на світлі відбувається фотохімічне розкладання її з виділенням кисню.

При взаємодії хлору з гашеним вапном одержують хлорне вапно. Окислювальні властивості хлорного вапна залежать від наявного в ньому аніона

хлорнуватистої кислоти. Існуючі способи виробництва хлорного вапна забезпечують вміст активного хлору в межах 32-36%.

Реакція розкладання хлорного вапна водою протікає за рівнянням:



Діоксидом хлора (ClO_2) є зеленувато-жовтий отруйний газ із запахом, значно інтенсивнішим, ніж запах хлора. Діоксид хлора легко розчиняється у воді. При обробці води, що містить феноли, не виникає хлорфенольних запахів, оскільки фенол практично окислюється ClO_2 до хінону і малеїнової кислоти, які в малих дозах не додають воді запаху і присмаку.

Утворення токсичних хлорорганічних сполук при хлоруванні води.

Органічний склад природних вод формується за участю ґрунтового і торф'яного гумусу, планктону, вищої водної рослинності, тваринних організмів, а також органічних речовин, які вносяться до водоймищ в результаті розвитку населених пунктів, промисловості і сільського господарства.

При хлоруванні води витрата хлора на реакцію з різними органічними речовинами % від загальної дози хлора:

Окислення органічних речовин до CO_2	50 - 80
Утворення галогенацетонітрилу	0 - 5
Утворення тригалогенметанів (ТГМ)	0,5 - 5
Утворення хлорвмісних сполук (без ТГМ)	1 - 6
Інші реакції	останнє.

Потрібно чітко знати, що за певних умов при обробці води активним хлором можуть утворюватися небезпечні для здоров'я людини речовини, зокрема:

- хлороформ (має канцерогенну активність);
- діхлорбромметан, хлорбромметан, трибромметан (мають мутагенні властивості);
- 2, 4, 6-трихлорфенол, 2-хлорфенол, діхлорацетонітрил, хлорпіридин, поліхлоровані біфеніли (імунотоксичні і канцерогенні).

Основними заходами, рекомендованими для попередження появи цих небезпечних речовин при хлоруванні природних вод, є:

- зменшення концентрації хлору в зоні реакції;
- скорочення тривалості контакту з вільним хлором;
- усунення основної маси органічних речовин коагуляцією і адсорбцією до хлорування;
- заміна попереднього хлорування озонуванням або обробкою діоксидом хлора.

В результаті проведених останніми роками досліджень було встановлено, що у воді можуть бути присутніми токсичні летючі галогенорганічні (ЛГС). Це в основному, які відносяться до групи ТГМ: хлороформ, діхлорбромметан, дібромхлорметан, бромформ та інші, що мають канцерогенну і мутагенну активність.

Медиками виявлено взаємозв'язок між кількістю онкологічних захворювань і споживанням населенням хлорованої води, яка містила галогенорганічні. Для шести високо пріоритетних летючих хлорорганічних сполук (ЛХС) Міністерство охорони здоров'я встановило орієнтовно безпечні рівні їх впливу на людину (ОБРВ) з урахуванням бластомогенної активності (табл..5).

Табл..5 Високопріоритетні ЛХС і їх допустимі концентрації в питній воді, мг/л

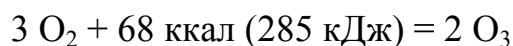
Сполука	ОБРВ за токсикологічною ознакою шкідливості	ОБРВ з урахуванням бластомогенної активності
Хлороформ	1	0,06
Чотирихлористий вуглець	0,4	0,006
1,2-Діхлоретан	0,1	0,02
1,1-Діхлоретан	6	0,006
Трихлоретилен	0,8	0,06
Тетрахлоретилен	0,2	0,02

Озонування води.

Одним з ефективних методів знезараження води є її обробка озоном. Озон, як відомо, є модифікацією кисню, і молекула його на відміну від молекули кисню (O_2) складається не з двох, а з трьох атомів (O_3).

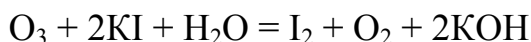
Характерний запах озону відчувається при його вмісті в повітрі навіть в співвідношенні 1 : 500 000. Озон є вибухонебезпечним газом синюватого кольору з різким характерним запахом. Маса 1 л озону 2,1445 г; щільність газоподібного озону по кисню 1,5, по повітрю 1,62; нижня температура кипіння $-112^\circ C$, озон зріджується в темно-синю рідину зі щільністю $1,71 \text{ г/см}^3$. Розчинність озону при $0^\circ C$ у воді 0,394 г/л, тобто в 15 разів більше, ніж у кисню (0,049 г/л).

Озон утворюється по оборотній реакції



Молекула O_3 нестійка і мимоволі перетворюється на O_2 з виділенням тепла. При невеликих концентраціях без сторонніх домішок озон розкладається поволі, при великих - з вибухом. Нагрівання і контакт озону з мінімальними кількостями органічних речовин, деяких металів або їх оксидів різко

прискорює його реакційну спроможність. І навпаки, присутність значної кількості HNO_3 стабілізує озон, в ємностях зі скла, деяких пластмас і металів озон при температурі 78°C практично не розкладається. Озон є одним з найбільш сильних окислювачів, набагато сильніше, ніж кисень. Він окисляє всі метали, за винятком золота і платинових, а також більшість інших елементів. Присутність озону в газовій суміші можна встановити за реакцією:



"Звичайний" кисень O_2 в реакцію з KI не вступає.

1 л води розчиняє 980 мг озону. У воді озон швидко розкладається. Концентрація його в 2,5 мг/л через 20 хв зменшується до 1,5, а через 45 хв до 1 мг/л.

У промисловості озон отримують з повітря в озонаторах, пропускаючи тихий електричний розряд при низьких температурах. Зріджується O_3 краще, ніж O_2 , і тому їх легко розділити.

Озонування води засноване на властивості озону розкладатися у воді з утворенням атомарного кисню ($\text{O}_3 = \text{O}_2 + \text{O}$), який руйнує ферментні системи мікробних кліток, окисляє деякі сполуки, що додають воді неприємний запах (наприклад, гуминові луги).

Кількість бактерій після озонування зменшується на 98,8%, витрата озону на знезараження води залежить від ступеня забруднення води і коливається в межах 0,5-4,5 г/м³ при контакті близько 8-10 хв. Знезаражувальна дія озону на патогенні мікроорганізми в 15-20, а на спорові форми бактерій приблизно в 300-600 разів сильніше, ніж хлору. За економічними міркуваннями доцільніше обробляти озоном заздалегідь оброблену коагулянтами воду. В цьому випадку витрата озону зменшується в 2-3 рази, оскільки частина завислих речовин і органічних сполук затримується в очисних спорудах.

Кількість залишкового озону не повинна перевищувати 0,3-0,5 мг/л, оскільки вища доза надає воді специфічного запаху і спричиняє значну корозію водопровідних труб.

Озонування один з якнайкращих способів знезараження води. Вода при цьому не збагачується додатковими домішками. Залишковий невикористаний озон через короткий проміжок часу розпадається і перетворюється на кисень. Перші дослідження по озонуванню дніпровської води в Києві були проведені в 1908 р., а промислова озонаторна установка на дніпровському водозаборі була встановлена 1974 р.

Озонування води є відповідальним технологічним процесом, який вимагає великих витрат електроенергії, застосування складних приладів і висококваліфікованого технагляду, оскільки концентрований озон - отруйний газ. Це є стримуючим фактором для його широкого застосування. За літературними даними в світі діє понад 3 тис. озонаторних установок різної потужності.

Глибоке осушення повітря до вмісту вологи $0,1 \text{ г/м}^3$ відбувається в адсорбері з силікагелем або активним оксидом алюмінію (якщо потрібне осушення до $0,001 \text{ г/м}^3$).

Адсорберів встановлюють не менше два: в одному відбувається адсорбція, в іншому - регенерація адсорбенту повітрям, нагрітим електрокалорифером до $150\text{-}200^\circ\text{C}$ або чистим осушеним повітрям.

Знезараження води іонами срібла

Срібло навіть в малих концентраціях має властивість знищувати мікроорганізми, що пояснюється властивістю його іонів руйнувати протоплазму мікроорганізмів. Механізм бактерицидної дії срібла пояснюється порушенням обміну речовин в клітинах бактерій в результаті блокування активних груп ($-\text{COOH}$ і $-\text{SN}$) окремих ферментів.

Ступінь активності срібла тим більше, чим вище концентрація його іонів у розчині. Домішки, що містяться у воді, негативно впливають лише в тому випадку, якщо вони зв'язують іони срібла у малодисоційовані або погано розчинні сполуки, які випадають в осад або відновлюють їх до металу.

Збагачення води іонами срібла досягається декількома способами: методом контакту води з розвиненою поверхнею металу (посріблені кільця Рашига, пісок Краузе і так далі), методом безпосереднього розчинення у воді препаратів срібла електролітичними способами.

Найбільшу практичну цінність складає електролітичний метод, заснований на анодному розчиненні срібла. Цей метод забезпечує можливість швидкого отримання потрібних концентрацій срібла в розчині, дозволяє проводити точне дозування і управління процесом.

«Срібна вода», яка готується електролітичним розчиненням, має високі бактерицидні властивості і з успіхом може бути використана для очищення води від шкідливих мікроорганізмів, дезинфекції і консервації продуктів харчування, для лікувальної мети і тому подібне. Завдяки мізерним дозам срібла вона є зовсім не шкідливою.

Досліди показали, що по ефективності дії срібної води на різні види бактерій останні розміщуються в такій послідовності:

бактерії Флекснера (дизентерія) > бактерії Еберга (черевний тиф) >
стрептококи > стафілококи.

Інтерес до знезараження води електролітичними розчинами срібла в світі дуже значний. Багато зарубіжних фірм випускають іонатори різної продуктивності для знезараження води на водогонах, в тих випадках, коли використання хлора не бажане та існує необхідність тривалого зберігання питної води (наприклад, на судах).

Стаціонарна і переносна вітчизняна апаратура різної продуктивності для одержання електролітичної срібної води була розроблена в Інституті колоїдної хімії і хімії води НАН України. Прилади, що виробляють срібну воду,

- іонатори системи Л.А.Кульського, випускаються з 1937 р. Вони постійно удосконалюються.

Безреагентні методи знезараження води

Знезараження води ультрафіолетовим випромінюванням.

Негативна дія світла на розвиток більшості бактерій була відмічена давно. Механізм дії світла довгий час залишався невідомим. При детальнішому вивченні цього явища було встановлено, що бактерицидною дією характеризується в основному короткохвильова частина спектру. В кінці XIX ст. російський учений О. М. Маклаков встановив бактерицидну дію ультрафіолетового випромінювання з довжиною хвиль від 2000 до 2950 Å, (1 ангстрем дорівнює 10^{-8} см), причому максимально ефективним є випромінювання з довжиною хвиль близько 2600 Å. У наш час достатньо правильним поясненням бактерицидних властивостей ультрафіолетового випромінювання є те, що воно впливає на білкові молекули і ферменти цитоплазми кліток, змінює структуру, що викликає загибель клітини.

Знезараженню ультрафіолетовим випромінюванням краще всього піддається очищена прозора вода, колірність якої не перевищує 20°, оскільки завислі і колоїдні частинки розсіюють світло і заважають проникненню ультрафіолетового випромінювання.

Джерелом ультрафіолетового випромінювання є ртутні лампи, виготовлені з кварцевого скла (оскільки звичайне скло не пропускає ультрафіолет). Бактерицидна лампа за виглядом, устроєм, електричними параметрами і схемою включення відповідає люмінесцентній, складається з трубки, виготовленої з увіолевого скла (*Увіолеве скло (від лат. ultra - за межами і viola - фіолетовий колір), скло, крізь яке проникає ультрафіолетове випромінювання з $\lambda < 400$ нм (у біологічній області спектру). По хімічному складу увіолеве скло підрозділяються на 3 групи: силікатні (містять близько 75% SiO_2), боросилікатні (68-80% SiO_2 і 12-14% B_2O_3), фосфатні (близько 80% P_2O_3). До складу скла входять Al_2O_3 , CaO , MgO і ін. компоненти. До увіолевого скла відноситься також кварцеве скло. У увіоловому склі мають бути відсутніми деякі оксиди (Fe_2O_3 , Cr_2O_3 , TiO_2 і ін.) і сульфіді важких металів, що поглинають ультрафіолетове випромінювання. Увіолеве скло використовується для оболонок бактерицидних і люмінесцентних ламп і так далі). Під дією електричного струму ртутні пари дають яскраве зеленувато-біле світло, що містить ультрафіолетове випромінювання.*

Існують два основні види апаратів для опромінювання:

- апарати із зануреними джерелами ультрафіолетового випромінювання
- апарати з незануреними джерелами ультрафіолетового випромінювання.

Апарати із зануреними джерелами мають високий коефіцієнт використання бактерицидної потужності випромінювання, але конструктивно вони складні.

Апарати з незануреними джерелами в конструктивному відношенні оформлені досить просто, але в них непродуктивно втрачається частина бак-

терицидної потужності розсіювання випромінювання, поглинання його відзеркалювальними поверхнями.

Знезараження опромінюванням не вимагає додавання у воду хімічних реагентів, не змінює фізико-хімічних властивостей домішок і не впливає на смакові якості води. Але використання методу обмежується високою вартістю обробки води і відсутністю післядії. Короткочасність знезаражувального ефекту виключає застосування методу, якщо існує небезпека повторного зараження води. В процесі експлуатації сила випромінюваного потоку світла знижується, тому бактерицидні лампи періодично (4-5 місяців) необхідно замінювати.

Знезараження води ультразвуковими хвилями.

Ультразвуком називають механічні коливання, частота яких вища за поріг чутливості людського вуха, тобто більше 20 кГц. Велика інтенсивність коливань - одна з особливостей ультразвука - зумовлює його фізико-хімічну і біологічну дію.

Єдиної теорії, що пояснює бактерицидну дію ультразвука, на даний час немає. Найбільш достовірною є гіпотеза, що пояснює дію ультразвука на бактерії у воді явищем кавітації, тобто утворенням в рідині порожнин і бульбашок, миттєве «закриття» яких підвищує тиск до десятків тисяч атмосфер.

До сьогоднішнього часу дослідження ультразвукових хвиль з метою використання їх на практиці на вітчизняних водогонках не вийшло із стадії експериментів. За кордоном існують промислові установки.

Обробка осадів стічних вод

У процесах біохімічної обробки в первинних і вторинних відстійниках утворюються великі маси осадів, які необхідно утилізувати або додатково обробити з метою зменшення забруднення біосфери. Загальний об'єм осадів, як правило, не перевищує 1% об'єму оброблюваних стоків, при цьому активного мулу припадає на частку 60 — 70% опадів, що утворюються.

У блоці механічного очищення (1) з води вилучаються нерозчинні домішки, при цьому вони розділяються на:

- переважно органічні
- переважно неорганічні
- змішані осідання, що містять як мінеральні, так і органічні речовини.

Послідовність видалення різних домішок обумовлена ступенем їх дисперсності і питомою масою.

На першій стадії очищення воду проціджують через ґрати, що затримують крупні домішки - покидьки. Суха речовина покидьків на 93 - 95% складається з органічних сполук. На наступній стадії - в пісколовках - вода звільняється від важких мінеральних домішок (пісок), що оберігає подальші споруди від абразивної дії піску. Нарешті, на останній стадії механічного

очищення в первинних відстійниках виділяють частину завислих речовин, які в седиментації утворюють осад, який зазвичай називають сирим. Осад з первинних відстійників вкрай неоднорідний за фракційним складом. Вміст у ньому частинок величиною більше 7—10 мм складає 5—20%, величиною 1—7 мм — 9—33%, величиною менше 1 мм — 50—88% маси сухої речовини. Осад має вологість 92—96%, слабокислу реакцію середовища, в значній мірі насичений мікроорганізмами (зокрема патогенними), містить яйця гельмінтів.

Осад, як і покидьки, що знімаються з ґрат, містить, в основному, легко загниваючі домішки органічного характеру. Тому сирий осад і покидьки передаються на споруди обробки осаду для знешкодження і стабілізації.

Активний мул за фракційним складом значно однорідніше осадів первинних відстійників; близько 98% (за масою) частинок мулу мають розмір менше 1 мм. Вологість активного мулу залежно від прийнятої схеми обробки складає 96—99,2%. Пластівці мулу мають дуже розвинену питому площу поверхні, що становить близько 100 м² на 1 г сухої речовини. Так само як осад, мул може бути заражений яйцями гельмінтів.

Осади характеризуються наступними параметрами:

- вологість осаду - кількість води в осаді, виражена у відсотках. Для її визначення навішування осаду висушується до постійної маси при 105°C. Вологість осаду визначають відношенням маси води до маси осаду. Наприклад, в 1 кг осаду перед обезводненням міститься 0,1 кг сухої речовини і 0,9 кг води.

$$\text{Вологість} = m(\text{H}_2\text{O})/m(\text{осаду}) \cdot 100 = (0,9/1) \cdot 100 = 90\%.$$

- вміст сухої речовини - визначається на тих же вихідних величинах, відношенням маси сухої речовини до маси осаду.

$$\text{Вміст сухої речовини в осаді} = m(\text{сух. р-ни}) / m(\text{осаду}) \cdot 100 = (0,1/1) \cdot 100 = 10\%.$$

- зольність осаду характеризує вміст у ньому мінеральних речовин. Визначають зольність зважуванням залишку, отриманого спалюванням навішування осаду при повільному нагріві з подальшим прожаренням при 800°C до постійної маси.

$$\text{Зольність} = m(\text{залишку після прожарювання}) \cdot 100 / m(\text{сух. р-ни})$$

- вміст беззольної речовини характеризує вміст органічних речовин у зразку. Його визначають на тих же вихідних даних як різницю між масою сухої речовини осаду і зольністю

Беззольна речовина = $(m(\text{сух. р-ни}) - \text{зольність}) \cdot 100 / m(\text{сух.р-ни})$

- питомий опір фільтрації - осадів - узагальнений показник його фільтрованості, є опір одиниці маси осаду, що відкладається на одиниці площі фільтру при відфільтровуванні рідкої фази під постійним тиском. Ця характеристика визначається за формулою:

$$r = \frac{2PS^2t}{CV^2},$$

де r – питомий опір осаду, м/кг

P - тиск, при якому відбувається фільтрація, Па

S – площа поверхні, що фільтрує, м²

t – час фільтрації, с

C – концентрація осаду, кг/м³

V - об'єм фільтрату, м³.

Питомий опір осадів СВ змінюється в широких межах. Чим більше питомий опір, тим гірше фільтрація і обезводнення. Для однотипних міських очисних споруд значення питомого опору фільтрації осадів первинних відстійників схильні до значних коливань, головним чином, через вплив виробничих стічних вод і складають $(3-90) \cdot 10^{10}$ м/кг. Коливаються також значення питомого опору фільтрації активного мулу і складають $(7,5-786,0) \cdot 10^{10}$ м/кг.

Тверда фаза осадів міських стічних вод складається з органічних і мінеральних речовин. Органічна, або беззольна, частина в осаді з первинних відстійників складає 65—75% мас сухої речовини, в мулі — 70—75%. Відповідно зольність осаду коливається від 25 до 35%, мулу — від 25 до 30%.

Основними компонентами беззольної частини осаду і мулу є білково-, жиро-, вуглеводоподібні речовини, які в сумі складають 80—85%. Останні 15—20% припадають на частку лігніно-гумусового комплексу. Кількісні співвідношення окремих компонентів в осаді і мулі різні. Якщо в беззольній речовині осаду переважають жироподібні речовини і вуглеводи, то в активному мулі значну частину органічної речовини складають білки.

Осади погано віддають воду і відносяться до категорії суспензій мулу, що погано фільтруються. Видалення вологи з будь-якого матеріалу супроводжується порушенням її зв'язку з матеріалом, на що витрачається певна кількість енергії.

Всі форми зв'язку води з осадом діляться на три види (рис.9):

- механічно зв'язана вода, вона знаходиться в мікро- і макропорах осаду, це волога змочування, яка знаходиться на поверхні матеріалу, кількість її може досягати 60-65%, це найменш міцно зв'язана волога, вона може бути видалена механічним способом, таку вологу називають «вільною»;

- фізико-хімічно зв'язана вода, яка утримується адсорбційними і осмотичними силами на поверхні розділу колоїдних частинок осаду і в його порах, її кількість досягає 30-35%, така вода може бути видалена після відповідної обробки;
- хімічно зв'язана вода входить до складу речовини осаду, видалається при її руйнуванні.

Співвідношення в осадах між вільною і зв'язаною водою впливає на спроможність їх віддавати воду.

Вільна вода може бути видалена з осаду фільтрацією або віджиманням. Частина вільної води видалається при гравітаційному ущільненні осадів, при цьому об'єм осадів значно зменшується. Наприклад, при зміні вологості осаду з 96 до 92% об'єм його зменшується в 2 рази.

Значну частину зв'язаної води можна видалити в процесі випаровування. Застосовуючи спеціальні методи обробки, наприклад обробку хімічними реагентами, можна добитися переведення частини зв'язаної води у вільний стан.

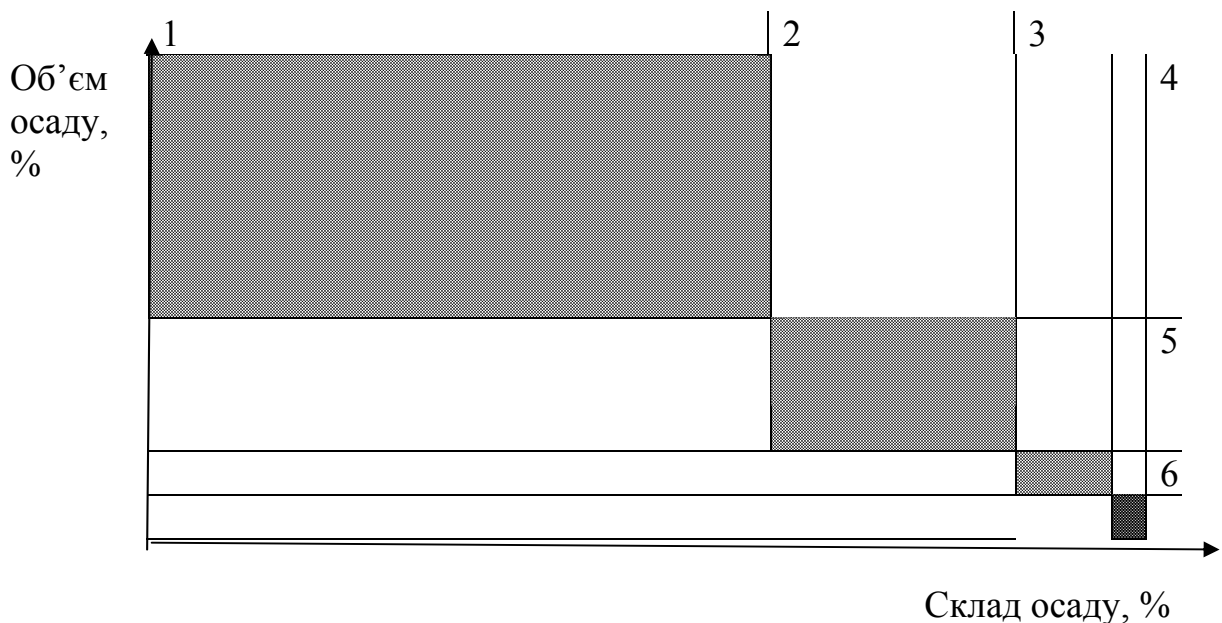


Рис.9 Форми зв'язку води з осадом

Залежно від виду вологи існує три стадії обезводнення

- зона 1-4 - механічне обезводнення, м.б. видалено до 65% вологи;
- зона 2-5 - фізико-хімічне видалення вологи, флотація, руйнування колоїдів, видалається до 25% вологи;
- зона 3-6 - термічна сушка.

Об'єм, що залишився, припадає на суху речовину осаду і хімічно зв'язану вологу, що міститься в ній.

Методи і процеси обробки, утилізації і ліквідації осадів стічних вод

Ущільнення осадів (АМ).

Ущільнення осадів пов'язане з видаленням вільної води і є необхідною стадією всіх технологічних схем обробки осадів. Маса осадів при цьому зменшується в 2,5 рази. Найважче ущільнюється АМ. Ущільнення його зростанням питомого опору при фільтруванні. Найбільш поширений гравітаційний метод ущільнення, він застосовується для ущільнення АМ і осадів. Заснований на осіданні частинок дисперсної фази. В якості мулоущільнювачів використовують відстійники. Таке ущільнення неефективне: спостерігається висока концентрація завислих частинок у відокремлюваній воді і велика вологість ущільнених опадів, що здорожує подальшу обробку.

Для інтенсифікації процесу використовують:

- коагуляція осадів, наприклад, обробляють осад FeCl_3
- інтенсивне перемішування
- сумісне ущільнення сирого осаду з первинного відстійника і АМ
- термогравітаційний метод, який засновано на нагріванні мулової суміші. При цьому руйнується оболонка гідрата, частина зв'язаної води переходить у вільну і процес ущільнення інтенсифікується. Оптимальна температура нагріву $80-90^\circ\text{C}$.
- метод флотації засновано на прилипанні частинок АМ до бульбашок повітря і спливанні разом з ними на поверхню. Значно скорочується час ущільнення і досягається вищий ступінь ущільнення.

Стабілізація осадів.

Її проводять для руйнування частини органічної речовини, що біологічно розкладається на CO_2 , CH_4 і H_2O . Стабілізацію ведуть за допомогою мікроорганізмів в аеробних і анаеробних умовах. В анаеробних умовах процес зброджування проводиться в метантенках. Велика вологість АМ приводить до низького виходу газу при анаеробному зброджуванні. Тому вигідно в метантенках зброджувати суміш АМ і сирого осаду первинних відстійників або піддавати АМ аеробному окисненню. Для цього АМ тривалий час аерують в аеротенках. В результаті проходить самоокислювання біомаси АМ. Органічні речовини, що залишилися, втрачають спроможність до загнивання, тобто стабілізуються. Витрата O_2 на процес стабілізації приблизно $0,7$ кг/кг органічної речовини.

Ефективність процесу стабілізації залежить від тривалості процесу, інтенсивності аерації, температури, складу і властивостей окислюваного осаду. Недолік процесу в порівнянні із зброджуванням - високі витрати на аерування. Застосовувати аеробну стабілізацію рекомендують на спорудах продуктивністю не більше $80-100$ тис. m^3 на добу.

Стабілізацію можна проводити за двома схемами:

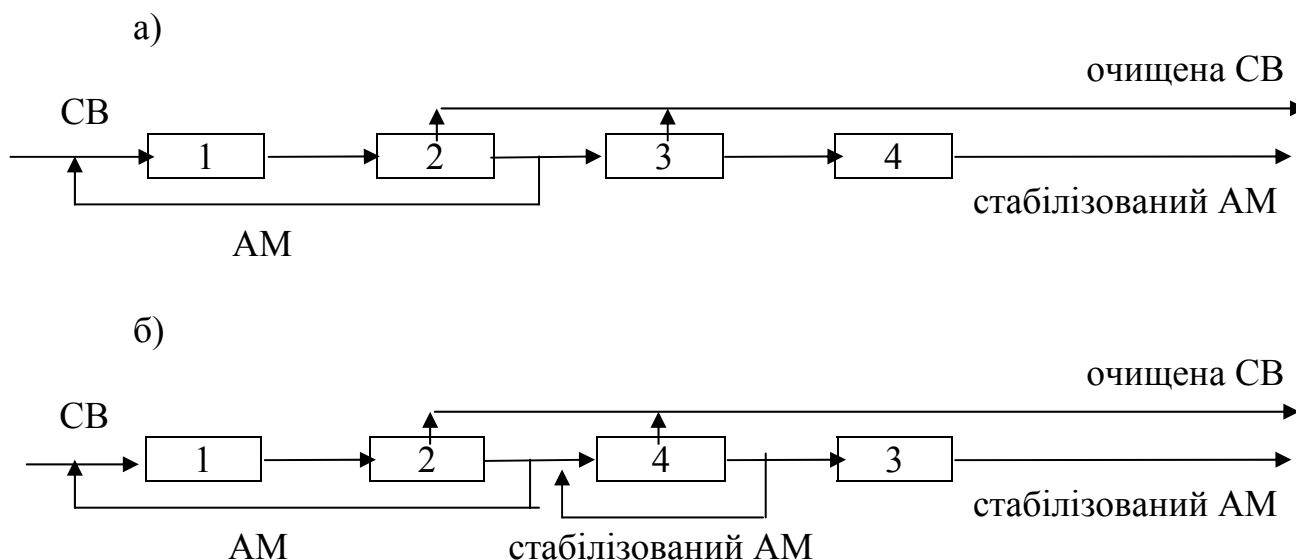


Рис.10 Технологічні схеми стабілізації осадів

1 - аеротенк, 2 - вторинний відстійник, 3 - мулоущільнювач, 4 - стабілізатор.

У схемі (а) в стабілізатор подають ущільнений надлишковий АМ, а стабілізований осад поступає на подальшу обробку.

У схемі (б) в стабілізатор подають надлишкові АМ з вторинних відстійників. Із стабілізатора осад поступає в ущільнювач. Частина осаду повертають у стабілізатор.

Тривалість стабілізації неущільненого надлишкового АМ 7-10 діб, питома витрата повітря $1 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$. Для ущільненого АМ тривалість стабілізації 10-12 діб, питома витрата повітря $1,5 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{год})$.

Кондиціонування осадів.

Цей процес підготовки осадів перед обезводненням або утилізацією проводять для зниження питомого опору і поліпшення водовіддаючих властивостей осадів через зміни їх структури і форм зв'язку води. Від умов кондиціонування залежить продуктивність апаратів обезводнення, чистота відокремлюваної води і вологість зневоднених осадів.

Кондиціонування проводять реагентним і безреагентним способами. При реагентній обробці осадів відбувається коагуляція - агрегація колоїдних частинок. У при цьому крупних пластівців, що супроводиться зміною форм зв'язку води з осадом сприяє зміні структури осаду і поліпшенню його водовіддаючих властивостей. Як коагулянти використовують солі заліза, алюмінію і вапно. Можуть бути використані відходи, що містять ці речовини. Недолік реагентної обробки - висока вартість, підвищена корозія матеріалів, складність транспортування, зберігання; і дозування реагентів. Замість коагулянтів можна використовувати флокулянти. На практиці широко використовується ПАА. Доза флокулянта при обезводненні осаду фільтруванням 0,2-

1,5%, при центрифугуванні 0,15 – 0,4 % (по сухій речовині). Витрата флокулянтів значно менша, тому вартість обробки скорочується приблизно на 30%.

До безреагентних методів відноситься теплова обробка. Осад нагрівають в автоклавах до 170-200°C протягом 1 години. За цей час руйнується колоїдна структура осаду, він добре ущільнюється і фільтрується. Недолік - складність експлуатації установки.

Обезводнення осадів.

Обезводнення проводять на майданчиках мулу, механічним і термічним способами. Майданчики мулу - це ділянки землі (корти), з усіх боків обваловані, іноді - із штучною основою. Глибина їх 0,7 - 1 м. Площа залежить від кількості і структури осаду, характеру ґрунту і кліматичних умов. Воду мулу після ущільнення направляють на очисні споруди.

У районах з теплим кліматом для очисних споруд продуктивністю більше 10000 м³ на добу обладнали майданчики з поверхневим видаленням води. Вони є каскадом з 4-8 майданчиків.

Анаеробне сброджування.

У даний час найбільш поширене аеробне очищення СВ. Воно має ряд суттєвих недоліків, особливо при обробці концентрованих стоків: високі енерговитрати на аерацію, необхідність обробки і утилізації надлишкового АМ (біомаси мікроорганізмів), що має дуже низьку водовіддаючу спроможність, використання великих площ, великі капітальні і експлуатаційні витрати. Виключити вказані недоліки аеробних технологій може використання технології анаеробного сброджування, яка не вимагає витрат на аерацію і пов'язана з утворенням цінного енергоносія - метану. Крім того, в анаеробних процесах утворюється всього до 0,2 кг активної біомаси на кожен кілограм видаленої БСК, тоді як в аеробних - до 2 кг АМ. Менший приріст біомаси в анаеробному процесі знімає проблему обробки і утилізації надлишкової біомаси.

Анаероби (від грецького. *an* – заперечна частка і *aerobi*), організми, що здатні жити і розвиватися за відсутності вільного кисню і одержуючі енергію для життєдіяльності розщеплюванням органічних і неорганічних речовин. Термін «Анаероби» запровадив Л. Пастер, який відкрив в 1861 мікроби маслянокислого бродіння. Анаероби ділять на облигатні і факультативні.

Облигатні (обов'язкові, суворі) анаероби добре розвиваються при повній відсутності кисню, швидко гинуть при зіткненні з повітрям, спори стійкі до кисню. Вони позбавлені ферментних систем, здатних переносити водень на вільний кисень. До облигатних анаеробів відносяться біфідобактерії, що живуть у кишечниках людей і тварин, а також маслянокислі і ін. бактерії, що розвиваються в середовищах, позбавлених кисню (глибокі ділянки рани, дозріваючий сир, мул донних відкладень і ін.). Серед багатоклітинних організмів облигатні анаероби не зустрічаються.

Факультативні (умовні) анаероби здатні розвиватися як без кисню, так і в його присутності. До факультативних анаеробів відносяться як мікроорганізми (дріжджі, коки і ін.), так і деякі прості і багатоклітинні тварини - мешканці гниючого мулу (війкові інфузорії, малоцетинкові черв'яки, молюски і ін.). Відношення до кисню у факультативних анаеробів різне: розвиток одних йде краще у відсутності кисню, інших - в його присутності. Це пов'язано з тим, що у багатьох факультативних анаеробів разом з ферментами, здатними переносити водень на різні сполуки (як це має місце у облигатних анаеробів), що легко відновлюються, є і ферменти, що переносять водень на вільний кисень. Анаероби широко поширені в природі (у ґрунті, морській воді - на великих глибинах, в донних відкладеннях і ін.) і грають важливу роль в перетвореннях органічних і неорганічних речовин.

При проведенні біохімічного очищення в анаеробних умовах в системі немає зовнішніх акцепторів електронів, немає молекулярного кисню. Не маючи доступу ні до кисню, ні до інших акцепторів електронів (нітрат, сульфат, сірка і ін.), мікроби вимушені використовувати для цього вуглець стічних вод, що приводить до утворення найбільш відновленої з вуглецевих сполук, що існують в природі, - метану. Як донор використовується також вуглець

органічних речовин з окисленням його до CO_2 , тобто з хімічної точки зору відбувається типова реакція диспропорціонування, при цьому вуглець з твердої або рідкої фази переходить у газоподібну. Біогаз, що отримується в анаеробних умовах, як правило, складається з 70-80% CH_4 , 20-30% CO_2 , незначних кількостей H_2S , N_2 , H_2 , NH_3 і CO .

Очисні споруди, що працюють за таким принципом, відомі з кінця поза минулого століття: у 1895 р. в англійському м. Екзетер введено в експлуатацію септиченк для очищення комунальних відходів. Через 2 роки - у Бомбею.

Склад анаеробної активної біомаси

Організми анаеробної активної біомаси можна розділити на три групи.

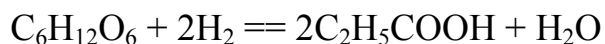
Гідролітичні бактерії (1 група). Ця група бактерій гідролізує макромолекули до розчинних продуктів, які можуть бути перетворені на низькомолекулярні органічні сполуки, за допомогою екзогенних ферментів, що виділяються в навколишнє середовище. Ці ферменти високоспецифічні і можуть відрізнятися від таких у аеробних бактерій. Отже, процесом зброджування є розчинення природних субстратів (білків, ліпідів, вуглеводів). Окрім природних субстратів анаероби руйнують феноли і сірковмісні сполуки, що знаходяться в стоках промислових підприємств. Бактерії цієї групи можуть бути облігатними і факультативними (що забезпечують безкисневе середовище) анаеробами, розміри популяції коливаються між 10^5 - 10^6 і 10^8 - 10^9 клітин гідролітичних бактерій на 1 мл зброджуваного в мезофільних умовах субстрату. Основна маса бактерій цієї групи представлена клостридіями. Ці бактерії перетворюють білки, жири і вуглеводи забруднювальних речовин в нижчі жирні кислоти, спирти, аміак, водень і сірководень. Більше 70% жирних кислот припадає на частку оцтової кислоти, приблизно 25% складають пропіонова і масляна кислоти, в незначних кількостях утворюються мурашина, валеріанова, капронова кислоти. Можуть утворюватися спирти і кетон: метанол, етанол, ізопропиловий спирт, бутанол, гліцерин, ацетон.

Важливим фактором для бактерій цієї групи є рН і Eh. Низькі значення цих характеристик несприятливі для 1 групи бактерій. У разі різкого зростання концентрації водню, бактерії вибирають альтернативний метаболічний шлях для того, щоб, використовуючи більш відновлені сполуки, видаляти водень, отже, управляти його концентрацією. Наприклад, при нормальному утворенні оцтової кислоти з глюкози виходить 4 моля водню і 2 моля HAc на 1 моль субстрату:

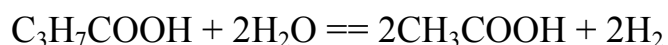
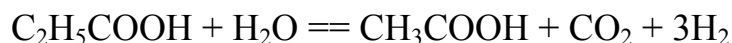


У разі різкого збільшення витрати субстрату або його концентрації бактерії негайно на це реагують, утворюючи надмірні кількості оцтової кислоти і H_2 , знижуючи рівень рН і Eh. Якби цей процес продовжувався безперешко-

дно, то субстрат би "прокис" і процес бродіння припинився. Причому, збільшення концентрації H_2 в газовій фазі, яка при стабільному процесі бродіння не перевищує доль відсотка, є вказівкою дестабілізації процесу. Проте, бактерії 1 групи використовують зв'язки, що управляють, і вибирають альтернативні метаболічні шляхи, наприклад, утворення пропіонової і масляної кислот, що допомагає відновлювати стабільність процесу:



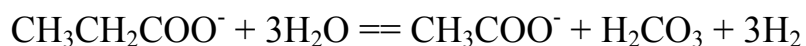
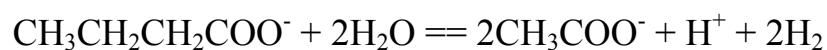
Гетероацетогенні бактерії (2 група). До них відносяться мікроорганізми, чисельністю $4,2 \cdot 10^6$ клітин на 1 мл сирової активної біомаси, розкладають жирні кислоти (пропіонову і масляну), деякі спирти і навіть ароматичні сполуки (бензойну кислоту):



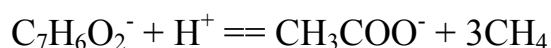
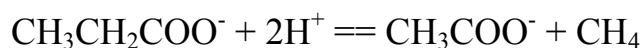
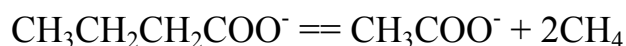
Низький парціальний тиск водню, необхідний для біоконверсії жирних кислот гетероацетогенними бактеріями, пояснює, чому вони успішно ростуть лише при сумісному культивуванні з тими, що утилізували водень метаногенними бактеріями.

Зараз відомо декілька видів бактерій, які можуть здійснювати наступні реакції:

у присутності метаногенів, утилізуючих H :



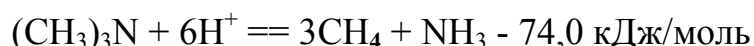
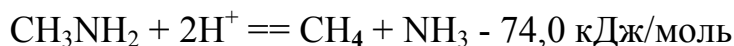
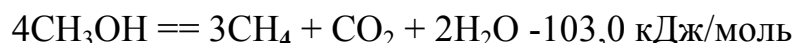
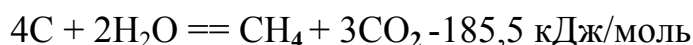
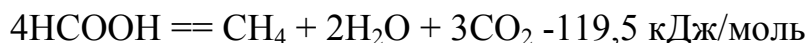
у відсутності метаногенів, утилізуючих H



Метаногенні бактерії (3 група). Ці бактерії завершують складний процес розпаду органічних сполук в анаеробних умовах. До цієї групи відносяться строгі анаероби, метанотвірні бактерії. Eh середовища їх зростання складає -330 мВ і нижче. Для діяльності метаногенів необхідний строгий анаеробіоз і нейтральне або слаболужне середовище. Метаболізм цих бактерій до кінця не з'ясований, поза сумнівом, тільки одне - біологічна роль утворення метану полягає в отриманні клітиною необхідної енергії. Бактерії 3 групи переробляють НАс і НСООН, СН₃ОН і метиламіни в СН₄. З реакторів виділені популяції, що містять 106 - 108 клітин в 1 мл сирової активної біомаси.

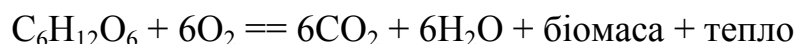
Метаногени можуть використовувати як джерела енергії і вуглецю обмежену кількість субстратів - всього 8: СО₂+Н₂, форміат, С, метанол, ацетат, моно-, ди- і триметиламіни.

Основні реакції утворення СН₄ і зміна вільної енергії:



Окрім вказаних вище восьми джерел вуглецю ніякі інші його сполуки не підтримують зростання метаногенів.

Приріст біомаси АМ в анаеробних умовах надзвичайно малий. Це пояснюється малим енергетичним виходом реакцій метанового біоценозу. Так, при аеробному біохімічному окисленні глюкози



59% енергії, що міститься в глюкозі, витрачається на приріст біомаси, а останні 41% йдуть у теплові втрати.

При метановому зброджуванні глюкози по сумарній реакції



лише 5% енергій витрачається на приріст біомаси, 3% складають теплові втрати і 92% переходить в CH_4 . Низьким виходом енергії в процесі метанового бродіння пояснюється важлива властивість метанового біоценозу - здатність тривалий час (місяці) обходитися без субстрату з швидким відновленням активності після відновлення живлення.

Таким чином, деградація органічних речовин в анаеробних умовах здійснюється як багатоступінчастий процес, в якому С-С зв'язки поступово руйнуються під впливом різних груп мікробів. Анаеробне перетворення складної органічної речовини йде в три стадії: стадія гідролізу, в результаті якої утворюються нижчі кислоти і спирти; ацетогенна стадія, на якій утворюються безпосередні попередники метану, - HAc , H_2 , CO_2 ; метаногенна стадія, яка веде до кінцевого продукту розщеплювання складних органічних речовин - метану.

Близько 75% CH_4 утворюється з HAc , отже, остання його кількість синтезується автотрофно при споживанні C_1 -сполук. Рівень продукції CH_4 зазвичай варіюється між 0,3-0,5 m^3 CH_4 на 1 кг спожитої ХСК.

У нормально працюючому метантенку стадії бродіння проходять синхронно, між бактеріями різних груп встановлюється екологічна рівновага. Кислоти, що утворюються на другій стадії, споживаються на третій стадії, тому їх концентрація в системі залишається приблизно постійною. Взаємозв'язок між бактеріями різних груп не обмежується метабіотичними взаєминами, а набуває складнішого асоціативного характеру. Різні продукти обміну визначають взаємний вплив цих груп бактерій одне на одного. Наприклад, вітамін B_{12} , що виробляється метаногенами, необхідний і кислотоутворюючим бактеріям. В процесі зброджування беруть участь і інші ферменти групи В, що беруть участь у складі ферментів в окисленні різноманітних органічних речовин.

Вплив різних факторів на швидкість анаеробного зброджування органічних забруднювальних речовин

Основні фактори, що впливають на швидкість анаеробних процесів: фазовий і хімічний склад забруднень, їх концентрація, рН і буферні властивості СВ, температурний режим, біогенні компоненти, інгібітори і токсичні речовини, а також концентрація мікроорганізмів.

Фазовий і хімічний склад забруднень. Різноманітність бактерій, що входять у біоценоз анаеробного АМ, дозволяє їм використовувати практично всі види органічних забруднень. Фазовий і хімічний їх склад визначає швидкість і глибину переробки. Існує співвідношення між складом зброджуваної органічної речовини і кількістю біогазу, що утворюється:

- вуглеводи 0,42 - 0,47 m^3 $\text{CH}_4/\text{кг}$
- білки 0,45 - 0,55 m^3 $\text{CH}_4/\text{кг}$

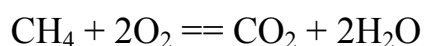
- жири до $1 \text{ м}^3 \text{ CH}_4/\text{кг}$.

Якнайповніше переробляються розчинені забруднювальні речовини, гідроліз завислих речовин може стати лімітуючою стадією всього процесу і знизити вихід метану.

Високий вміст завислих частинок негативно впливає на роботу анаеробних реакторів другого покоління. Існує небезпека забивання простору між носіями біоплівки і абразивного впливу на неї, витіснення з реактора активної біомаси, утворення плаваючої корки.

Концентрацію органіки в СВ зручно виражати в одиницях ХСК. Анаеробний процес протікає при незмінному ХСК, але він перерозподіляється: ХСК забруднювальних речовин перерозподіляється між ХСК(CH_4) (як правило, більше 90%) і ХСК біомаси, що утворюється). Використовуючи величину ХСК стоку можна визначити очікуваний вихід CH_4 і навпаки, за об'ємом CH_4 отримати очікувану величину ХСК очищеної води.

Зменшення ХСК на 64г теоретично відповідає утворенню 1 молю CH_4 ($1\text{гХСК} = 0,35 \text{ л CH}_4$ при н.у.)



$$22,4 \text{ лCH}_4 \quad - 2 \cdot 32\text{г O}_2$$

$$x \quad - 1\text{г O}_2$$

$$x = 22,4/64 == 0,35 \text{ лO}_2$$

Для легко розкладаних стоків величина БСК/ХСК = 0,7 - 0,8. Величина приросту біомаси залежить від тривалості конверсійного ланцюжка: якщо забруднення представлені, в основному, летючими жирними кислотами, то приріст біомаси не більше 2-3% від видаленого ХСК, якщо складними вуглеводами, то їх деструкція супроводжується інтенсивним приростом мікроорганізмів, що продукують нові ферменти, що дає величину 10-15% від видаленого ХСК.

Концентрація забруднювальних речовин. Концентраційна шкала забрудненості СВ для анаеробного методу значно відрізняється від загальноприйнятої, такої, що відноситься до аеробного очищення. Стосовно сучасних систем анаеробного очищення низькоконцентрованими вважаються СВ, ХСК 1-5 г/л (менше 1 г/л - дуже низькоконцентрованими), концентрованими - ХСК 5-20 г/л, висококонцентрованими - ХСК більше 20 г/л.

Концентрація субстрата визначає величину приросту біомаси АМ. З-за низької швидкості росту метанових бактерій анаеробне очищення низькоконцентрованих СВ можливе тільки за умови ефективного утримання біомаси в реакторі. На сьогоднішній день розроблені системи, в яких доцільно

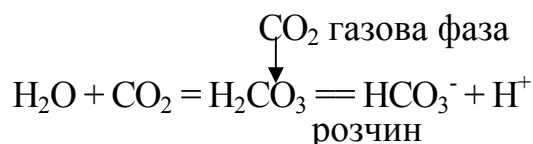
проводити очищення СВ з концентрацією за БСК_{повн} 500-1500 мг/л, ведуться розробки для очищення міських СВ з концентрацією за БСК 150-300 мг/л.

Верхнє граничне значення ХСК СВ, що подаються на очищення без рециркуляції, варіюється від 10 до 150 г/л, оскільки проміжні продукти бродіння - летючі жирні кислоти є інгібіторами процесу.

pH і буферні властивості СВ. Стабільність процесу зброджування сильно залежить від pH середовища і його постійності. Процес можливий при pH 6,0-8,5, але оптимальним інтервалом є 7,0-8,0. При стабільній роботі pH мимоволі підтримується в оптимальному інтервалі за рахунок взаємної збалансованості процесів підкислення і підлугування.

Підкислення середовища відбувається із-за утворення летючих жирних кислот, в малому ступені - сірководню, а також утворення H₂CO₃ при гідратації CO₂. Підлугування відбувається при споживанні летючих жирних кислот і дезамінуванні азотвмісних сполук. Зміна навантаження і інших параметрів може порушувати баланс утворення і споживання кислот, тобто приводити до зміни pH. Тривале (більше 3 діб) перебування системи при pH 5,0 приводить до довготривалого порушення працездатності системи. При pH більше 9,0 метаногенез також припиняється, але при поверненні до оптимальних значень pH процес швидко поновлюється.

Важливе значення має буферна ємність рідкої фази процесу. Чим вона більша, тим ефективніше протидія реакційного середовища раптовим змінам pH. Використовуються спеціальні характеристики: кислотність і лужність оброблюваного стоку. Кислотність стоку - це кількість лугу, яку потрібно додати до стоку, щоб довести його pH до 8,3 (з використанням у якості індикатора фенолфталеїну). Лужність - це кількість кислоти, яку потрібно додати до стоку, щоб довести його pH до 3,8 (з використанням у якості індикатора метилоранжу). У створення буферної ємності основний внесок вносять H₂CO₃, летючі жирні кислоти, NH₃. Основні рівноваги, в яких беруть участь ці компоненти:



При стійкому бродінні вміст CO₂ в газі приблизно постійний (30-35%), в розчині підтримується відповідна концентрація бікарбонатів.

Концентрація бікарбонатів визначає величину pH бродячої суміші і забезпечує її буферну ємність. При зниженні pH, тобто збільшенні концентрації іонів H⁺, рівновага зрушується вліво, що приводить до зв'язування H⁺.

Іноді для збільшення лужності, а отже, і буферної ємності, в СВ перед зброджуванням додають соду або вапно.

Температурний режим. Температура - один з найбільш важливих параметрів, що визначають швидкість процесу очищення і продуктивність промислових установок. Температурні режими анаеробних процесів розділяються на психрофільний (нижче 20°C), мезофільний (20-45°C) і термофільний (50-65°C). Чим вище температура, тим вище швидкість біохімічних процесів, тому найбільш продуктивний термофільний режим зброджування. Але, не дивлячись на високі швидкості зброджування, отримуваний ефект недостатній, щоб відшкодувати теплові витрати на підтримку цього режиму. Крім того, видовий склад біоценозу в таких умовах бідний, тому стабільність режиму найменша, в порівнянні з іншими.

Найбільше число установок працюють в мезофільному режимі, при 30-40°C, що забезпечує допустимі швидкості переробки, відносну енергетичну вигідність, стабільність процесу за рахунок великої кількості видів мікроорганізмів в біоценозі. Застосування термофільного режиму може бути виправдане при очищенні СВ, що мають високу температуру.

Останнім часом інтерес викликають психрофільні режими обробки, коли температура СВ практично не відрізняється від температури НС. Полегшити запуск таких процесів можна проведенням його в мезофільному режимі з подальшим в психрофільний.

Біогенні компоненти. Зростання мікробів анаеробної активної біомаси залежить від надходження живильних речовин, що складаються з органіки і мінеральних солей. Із-за низького приросту біомаси анаеробне очищення набагато менш вимогливе в концентрації біогенних елементів, ніж аеробне очищення. Якщо для аеробного очищення оптимальне співвідношення БСК : N : P = 100 : 5 : 1, то для анаеробної достатньо ХСК : N : P = 100 : 1 : 0,2 і навіть менше. В деяких випадках може виникнути необхідність в додаванні сполук N, P, S і Fe для інтенсифікації процесу. Дуже важливе співвідношення C : N із-за інгібування зброджування надлишком аміаку.

Інгібітори і токсичні речовини (табл.6). Для оцінки токсичності і інгібування різних речовин використовуються дві характеристики: порогова концентрація і I₅₀ (концентрація, при якій метаногенна активність знижується наполовину Перший параметр має менш строгу кількісну оцінку.

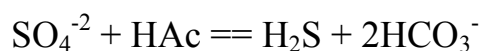
Водень є таким сильним інгібітором, що при його концентрації в газовій фазі 0,2-0,5 % процес може повністю зупинитися. Інгібуючий ефект летючих жирних кислот, окрім їх концентрації, залежить від рН, оскільки найбільш токсичні не аніони, а недисоційовані молекули, спроможні у такому вигляді легко проникати через клітинні мембрани мікробів.

При зброджуванні азотвмісних стоків виникає проблема інгібування аміаком. Токсичніша форма NH₃. Дія NH₄⁺, що інгібує, може бути зменшена присутністю його антагоніста (наприклад, Na⁺) або посилена синергістом (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺).

Табл.6 Характеристики інгібування і токсичності ряду речовин для процесу метанового бродіння

Інгібітор	Порогова концентрація, мг/л	I ₅₀ ,мг/л
НАс (рН менше 7,0)	10	-
НАс (рН більше 7,0)	2000	-
NH ₄ ⁺	1000	1000-4500
NH ₃	-	50
SO ₄ ²⁻	1000	10000
SO ₃ ²⁻	-	125
H ₂ S	50	250
Na ⁺	3500	7600
K ⁺	2500	6100
Mg ₂ ⁺	1000	1930
Ca ₂ ⁺	2500	4700
Cu ₂ ⁺	10	15-75
Ni ₂ ⁺	80	200
Zn ₂ ⁺	-	90-300
Cd ₂ ⁺	-	80
Pb ₂ ⁺	-	300
Cr ₃ ⁺	-	350
Cr ₆ ⁺	-	30
NO ₃ ⁻	-	50
CN ⁻	1	1-25
H ₂ O ₂	0,01	-
формальдегід	50	100-400
хлороформ	0,5	0,5-45

Присутність сульфат-іонів у присутності сульфатвідновних мікробів спричиняє проблеми, оскільки процес відновлення сірки енергетично вигідніший, ніж реакція метаноутворення. Окрім цього продуктом відновлення сірки є сильний інгібітор метанового бродіння – сірководень



Токсичним є якраз розчинений H₂S. Продукт його дисоціації – S⁻² практично не токсичний.

Інгібіторами бродіння є іони важких металів. Для передбачення можливого інгібування можна скористатися формулою Мойсея:

$$K = \frac{1}{C(\text{CP})} \cdot (\text{Fe}/27,9 + \text{Zn}/32,7 + \text{Ni}/29,4 + \text{Pb}/103,6 + \text{Cd}/56,2 + 0,67\text{Cu}/31,8),$$

де К - сумарне навантаження по ІВМ, концентрація яких виражена в мг/л,

C(CP) - концентрація сухих речовин в реакторі (для стоків без завислих частинок вона дорівнює концентрації біомаси), г/л,

0,67 - коефіцієнт, що враховує часткове відновлення Cu^{+2} в Cu^{+} .

Значення К:

- до 0,4 – безпечні
- 0,4 - 0,8 – перехідна зона, де ефекти інгібування можуть виявлятися, а можуть не виявлятися
- вище 0,8 - ефекти інгібування значно виявлені.

При повільному підвищенні концентрації токсичних сполук мікроби можуть витримувати такі їх концентрації, які у декілька разів (іноді в десятки) перевищують порогові. Адаптивні здібності мікробів оцінюють по потенціалу пристосовності, який, наприклад, для ціаніду, перевищує 25. Це означає, що при дотриманні певних умов концентрація ціаніду в анаеробному середовищі може бути більше ніж в 25 разів вище за порогову без зниження продуктивності метанового біоценозу.

Сильного токсичного впливу надають антибіотики, галогензаміщені органічні речовини. Деякі з них після тривалої адаптації можуть перероблятися в анаеробних умовах.

Інгібуючий вплив більшості токсинів має оборотний характер. Можна добитися відновлення активності мікробів. Найпростіший спосіб - видалення токсичної рідкої фази або її розбавлення. Крім цього токсини можна видалити їх осадженням (Hg, Pb - у вигляді хлоридів, інші важкі метали - у вигляді сульфідів або карбонатів) або адсорбцією (на АВ).

Концентрація мікроорганізмів. Найважливіший чинник, від якого залежить продуктивність очищення. Чим вище концентрація, тим вище продуктивність. Вирішення цієї проблеми полегшується тим, що метаногени можуть утворювати один з одним і іншими мікробами складні просторові структури: флокули, гранули або біоплівки на поверхні твердих матеріалів. Розміри таких утворень складають декілька міліметрів. При цьому значно втрачається мобільність, але ферментативна активність бактерій зберігається. Ця властивість бактерій покладена в основу роботи анаеробних реакторів другого покоління. У таких реакторах підтримується дуже висока концентрація мікроорганізмів (5 - 40 г/л), що дозволяє різко понизити об'єми реакторів і час обробки СВ.

Грануляція біомаси в анаеробних умовах

Для досягнення високих швидкостей процесу необхідне утримання і концентрація активної біомаси. За наявності матеріалу-носія ці процеси здійснюються при обростанні поверхні носія біоплівкою, при його відсутності - у формуванні гранул і флокул біоплівки. Строго кажучи, гранульована біомаса - це окремий випадок формування біоплівки на дисперсному носієві.

Формування агрегатів біомаси є результатом мікробіологічних, хімічних і фізичних процесів, що відбуваються на межі розділу рідкої і твердої фаз і складаються з наступних етапів:

- транспорт і адсорбція на поверхні носія мінеральних солей і органічних макромолекул з розчину, згодом сприяючих прикріпленню мікроорганізмів
- транспорт мікроорганізмів за рахунок дифузії, седиментації, гідродинамічного потоку, рухливості клітин
- адсорбція (прикріплення) мікроорганізмів
- розвиток структури агрегату, обумовлений сумісним зростанням клітин, стабілізація мікробного співтовариства в агрегаті.

До найбільш важливих фізичних характеристик гранул АМ відносять розмір гранул, їх міцність, щільність і седиментаційні властивості:

- розміри гранул, вирощених в лабораторних умовах, на пілотних і промислових установках дуже сильно відрізняються. Описані гранули мають діаметр від 0,2 до 7,0 мм;
- механічна міцність гранул знижується із збільшенням їх розмірів. Гранули, вирощені в реальних умовах міцніше, ніж лабораторні аналоги: руйнування їх відбувалося при тиску у $1-1,5 \cdot 10^5$ Н/м² в порівнянні зі 104 Н/м² для лабораторних зразків;
- щільність коливається між 1040 і 1080 кг/м³. Вона зменшується при збільшенні діаметру гранул і збільшується при збільшенні поверхневого заряду;
- седиментаційні властивості характеризуються швидкістю осадження і індексом мулу. Величина індексу мулу дорівнює 11 мл/г, швидкість осадження складає 27 м/год. Описані гранули з індексом мулу 15 мл/г і швидкістю осадження до 40 м/год і 12 мл/г і 60 м/год, відповідно.

Хімічний склад гранул варіюється в широких межах і в значному ступеню визначається складом СВ (наявністю важко розчинних і завислих речовин) і віком мулу.

Дуже важливою особливістю гранульованої біомаси є збереження високої активності і цілісності гранул при тривалому зберіганні. Гранульований мул може зберігатися без зниження активності більше 6 місяців в концентрованому стані без підживлення субстратом.

Способи проведення анаеробного очищення СВ

Параметри, що характеризують процес анаеробного очищення СВ наведені у табл.7

Табл.7 Параметри, що характеризують роботу анаеробних реакторів

Параметр	Одиниця вимірювання	Позначення	Формула для визначення
Безпосередньо вимірювані величини			
Витрата СВ	$\text{м}^3 \cdot \text{д}$	Q	
Концентрація субстрата в початковій СВ	$\text{кг}/\text{м}^3$		
Концентрація субстрата в очищеній СВ	$\text{кг}/\text{м}^3$	$S_{\text{вих}}$	
Об'єм реактора	м^3		
Концентрація біомаси в реакторі	$\text{кг}/\text{м}^3$	X	
Концентрація біомаси в очищеній СВ	$\text{кг}/\text{м}^3$	$X_{\text{вих}}$	
Вихід біогазу	$\text{м}^3 \cdot \text{д}$	G	
Вміст CH_4 в біогазі	%	g	
Похідні величини			
Коефіцієнт винесення біомаси	%	f	$X_{\text{вих}}/X$
Ефективність утримання біомаси	%	n	$(X - X_{\text{вих}})/X$
Час перебування СВ в реакторі	д	T	V/Q
Питоме гідравлічне навантаження	$\text{м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$	H	Q/V
Загальне навантаження по субстрату	$\text{кг} \cdot \text{д}$	F	$Q \cdot S_{\text{вх}}$
Питоме навантаження по субстрату на об'єм реактора	$\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$	L_v	F/V
Питоме навантаження по субстрату на біомасу	$\text{кг}/(\text{кг} \cdot \text{д})$	L_x	F/X
Ефективність очищення СВ	%	E	$(S_{\text{вх}} - S_{\text{вих}})/S_{\text{вх}}$
Продуктивність реактора	$\text{кг} \cdot \text{д}$	R	$Q \cdot (S_{\text{вх}} - S_X)$
Питома продуктивність реактора	$\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$	r	R/V
Вік біомаси	д	T_x	$V \cdot X / Q \cdot S_{\text{вих}}$
Вихід метану з одиниці видаленого субстрату	$\text{м}^3/\text{кг}$	$Y_{m/s}$	$G \cdot g / R$
Вихід метану з одиниці завантаженого субстрату	$\text{м}^3/\text{кг}$	-	$G \cdot g / F$
Вихід метану з одиниці об'єму СВ	$\text{м}^3/\text{м}^3$	mCB	$G \cdot g / Q$
Вихід метану з одиниці об'єму реактора	$\text{м}^3/\text{м}^3$	mv	$G \cdot g / V$

Метантенки першого покоління.

Такі метантенки експлуатуються понад 100 років. Влаштовані вони досить просто: герметична ємність з пристроєм для перемішування, в яку безперервно або періодично завантажуються зброджувана маса. Найбільш відомий традиційний метантенк, який у даний час широко застосовується для зброджування гною і інших відходів сільського господарства, осадів СВ, а у ряді випадків - для очищення дуже висококонцентровані СВ. Реактори відрізняються один від одного гідравлічним режимом, способами перемішування. Вони мають дві і більше секцій, в яких частково відбувається розділення стадій анаеробного процесу.

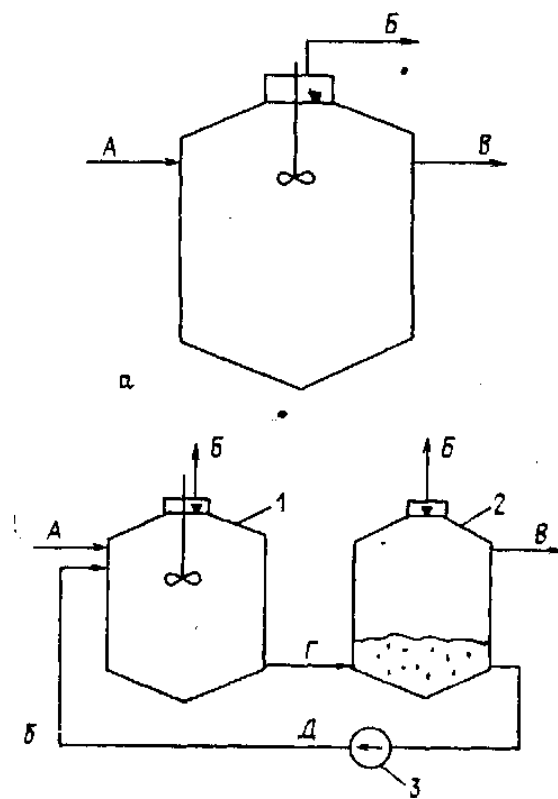


Рис. 11 Метантенки:

а - традиційний метантенк

А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода

б - двоступінчастий метантенк

1 – перший ступінь, 2 – другий ступінь, 3 – насос,

А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В - очищена вода, Г - суміш, Д

– поворотна активна біомаса

До реакторів першого покоління відносяться також анаеробні лагуни. Спочатку вони були відкритими земляними ємностями-накопичувачами для

тривалого перебування СВ (50-300 діб залежно від кліматичних умов). Досконаліші конструкції анаеробних лагун передбачають застосування синтетичних покриттів для збору біогазу, підтримку температури і рН, обережне перемішування, рециркуляцію мулу.

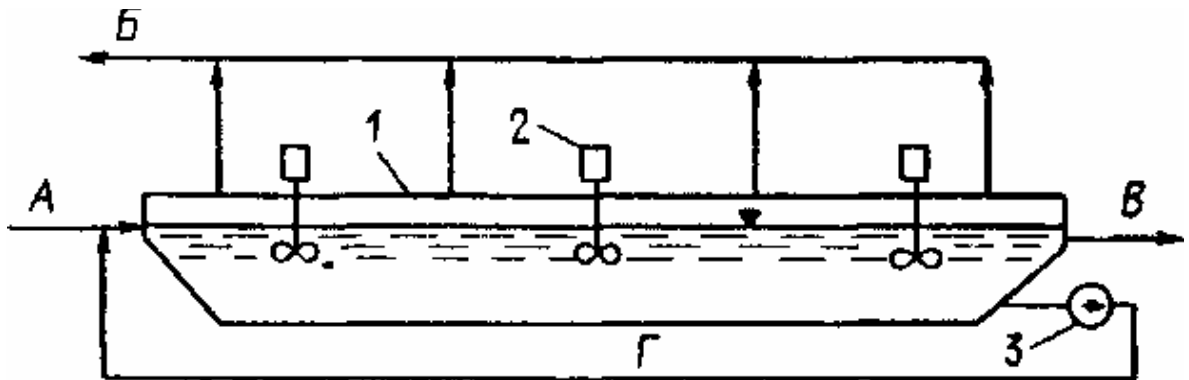


Рис. 12. Анаеробна лагуна:

1 – покриття, 2 – мішалки, 3 – насос,

А - початкова стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода, Г – рециркуляційний потік

Для утримання біомаси всередині лагуни і покращення її контакту із стоком, що очищується, часто встановлюють направляючі перегородки. У таких лагунах може бути досягнута продуктивність до $1-2 \text{ кгХСК}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$ при часі перебування 6 - 20 діб.

Переваги вдосконалених лагун:

- - простота і доступність споруди, - відсутність бетонних і зварювальних робіт
- - низька чутливість до високого вмісту завислих речовин в СВ.

Недоліки:

- - потреба у великих площах
- - великі втрати тепла в зимовий час.

Реактори другого покоління.

Для реакторів другого покоління значення f зазвичай складає 0,002 - 0,1 ($\eta = 90-99,8\%$), тому вони можуть стійко і ефективно працювати при часі перебування СВ в реакторі 0,5 - 10 годин.

Анаеробні реактори прийнято класифікувати за формою структури біомаси:

- - реактори з завислою седиментуючою біомасою, (мулом): контактні реактори, реактори з висхідним потоком СВ через шар анаеробного мулу (UASB-реактор), перегородчастий реактор
- - реактори з прикріпленою біомасою (біоплівкою): анаеробні біофільтри.

Реактори з завислою седиментуючою біомасою.

Анаеробний контактний реактор.

Систематичне вивчення анаеробних реакторів, що утримують біомасу, почалося в п'ятдесятих роках минулого століття, коли був розроблений перший такий реактор, що отримав назву анаеробний контактний реактор. Він складається з безперервно завантажуваного резервуару з перемішувачем і зовнішнього пристрою для відділення біомаси (відстійника).

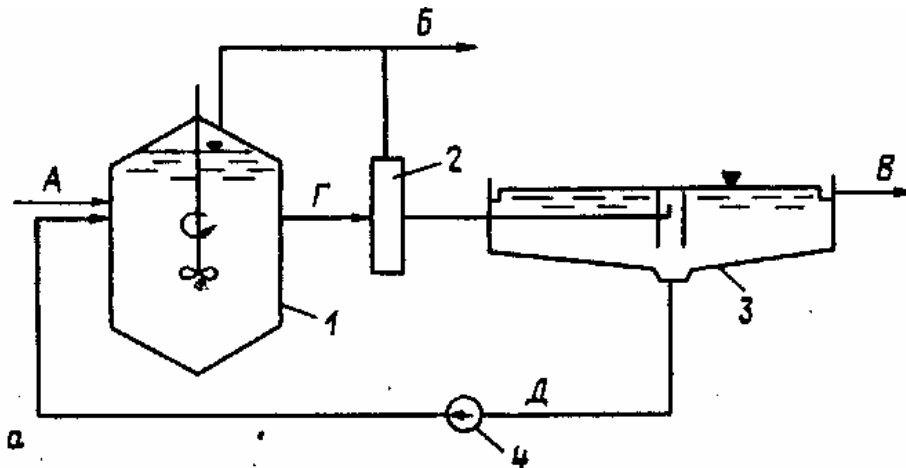


Рис. 13 Контактний реактор:

1 - метантенк, 2 - газовідокремлювач, 3 - відстійник, 4 – насос,
 А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода, Г – суміш мулу, Д – поворотна активна біомаса

Бактерії, що знаходяться в контактному реакторі у вигляді флокул (пластівців активної біомаси), підтримуються в завислому стані за рахунок перемішування. Суміш мулу розділяється у відстійнику, утримана біомаса повертається в реактор, де знов змішується з субстратом, що поступає. Седиментаційне розділення суміші мулу пов'язане із значними труднощами, викликаними доброджуванням, що продовжується у відстійнику, оскільки пластівці мулу підтримуються бульбашками газу, що виділяється, в завислому стані. Для поліпшення седиментації мулу часто перед подачею у відстійник застосовують дегазацію суміші під вакуумом. Концентрація біомаси в реак-

торі рідко перевищує 5 - 10 г/л, ефективність утримання біомаси не більше 80%, продуктивність 2 - 5 (до 8) кгХСК/(м³ · д), мінімальний час обробки від 0,5 до 2 діб.

З появою більш високопродуктивних конструкцій використання контактного реактора стало доцільним тільки для обробки стоків, що містять велику кількість важко розкладаних завислих речовин, спроможних легко седиментувати. Ці речовини утримуються в реакторі значно довше, ніж СВ і, зрештою, розкладаються.

Використання двоступінчатого метантенка дозволяє підтримувати дуже високі концентрації мулу (15 - 30 кг/м³), але його активність надзвичайно низька (0,05 - 0,12 кг БСК_{повн}/(кг АМ·д), тому допустимі навантаження не перевищують 1 - 2 кг БСК_{повн}/(м³ · д). В результаті необхідний час перебування в таких реакторах складає 7 - 10 діб.

В кінці 70-х років за кордоном були зроблені спроби удосконалення контактного метантенка. З цією метою передбачається введення в реактор в кількості декількох відсотків від об'єму дрібних (65 - 25 мкм) частинок інертного носія (пісок, роздріблений антрацит і так далі). Седиментаційні властивості мулу поліпшуються. Концентрація біомаси в такому реакторі може досягати 5 - 15 кг/м³, що значно підвищує продуктивність, максимальне навантаження зростає до 20 кг ХСК/(м³ · д), час обробки знижується до 5 годин.

Реактор MARS (Membrane anaerobic reactor system).

Реактор MARS, розроблений у США, використовує мембрани для розділення рідкої і твердої фаз. Така система ефективна при обробці невеликих об'ємів СВ з ХСК більше 10 - 15 кг/м³. Допустиме навантаження 10 - 16 кгХСК/(м³ · д), концентрація біомаси в реакторі 20 - 25 кг/м³. Але така установка не застосовна для очищення СВ із завислими речовинами.

Реактор з висхідним потоком СВ через шар анаеробного мулу (UASB-реактор).

При дослідженні процесів в анаеробних реакторах нідерландський професор доктор Г.Леттінга із співробітниками виявив спроможність анаеробних мікроорганізмів до утворення легкоосідаючих гранул. У 1980 р. Леттінга, використовуючи відкритий ним ефект, запропонував нову конструкцію реактора, названу їм Upflow anaerobic sludge blanket reactor, - реактор з висхідним потоком СВ через шар анаеробної активної біомаси. У такій конструкції утримання активної біомаси відбувається за рахунок двох : високої седиментаційної спроможності її гранул і застосування спеціального вбудованого газомуловідкремлювального пристрою, розташованого у верхній частині реактора.

Значно підвищується допустиме гідравлічне навантаження (до 3 м³/(м²·год)) у порівнянні з допустимою для флокульованої активної біомаси (0,5 - 0,8 м³/(м²·год)). Метаногенна активність гранульованої біомаси також вище, ніж для флокульованої.

Зону зброджування можна умовно розділити на дві частини, що розрізняються властивостями і концентрацією активної біомаси, а також гідродинамічними умовами. Перша - лежачий на дні щільний шар частинок активної біомаси з концентрацією по сухій речовині $50 - 100 \text{ кг/м}^3$ (sludge bed). У цьому шарі очищається СВ, що поступає по розподільній системі. Бульбашки біогазу, що утворюються, "проштовхуються" через шар частинок, забезпечуючи його перемішування і захоплюючи частину з них за рахунок ефекту флотації.

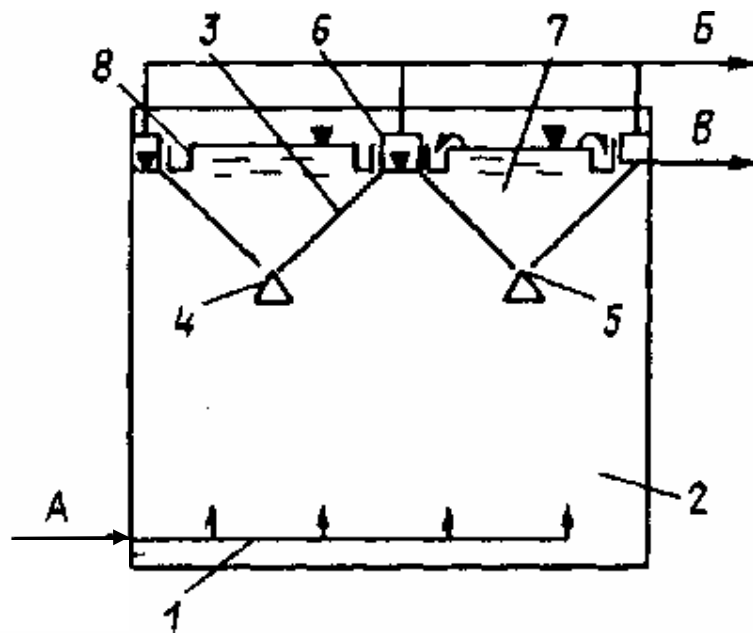


Рис. 14 UASB-реактор:

1 - розподільний пристрій, 2 - зона зброджування, 3 - газонаправляючі перегородки, 4 - дефлектор (елемент аеродинаміки, який розподіляє повітряні потоки і струмені туди, де потрібний більший тиск), 5 - щілина (вхід у відстійну зону), 6 - газозбірний короб, 7 - відстійна зона, 8 - водозбірний лоток

А - вихідна стічна вода, Б - біогаз, В - очищена стічна вода

Над першим шаром активної біомаси розташована область інтенсивного турбулентного руху трифазної суміші: рідина, активна біомаса мул і біогаз (sludge blanket). Концентрація активної біомаси в ній складає $3 - 10 \text{ кг/м}^3$. Між цими зонами існує інтенсивний обмін частинками біомаси.

Висхідний потік ефективно розділяється в газовіддільному пристрої. Це найбільш відповідальна частина реактора, що безперервно удосконалюється. Висока концентрація активної біомаси забезпечує продуктивність до $30 \text{ кгХСК}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$. Разом з тим ці реактори прості в експлуатації і відносно дешеві в спорудженні. Ці їх властивості, помножені на енергію і ініціативу

Летінги привели до широкого розповсюдження UASB-реакторів, особливо для очищення промислових СВ, забруднених ЛЖК і вуглеводами. Останнім часом такі реактори успішно застосовуються для попереднього очищення побутових СВ в країнах з теплим кліматом.

Перегородчастий реактор. Розроблений в 80-і роки Бахманом і Маккарті. Реактор є прямокутною ємністю, розділеною паралельними вертикальними перегородками на ряд відділень.

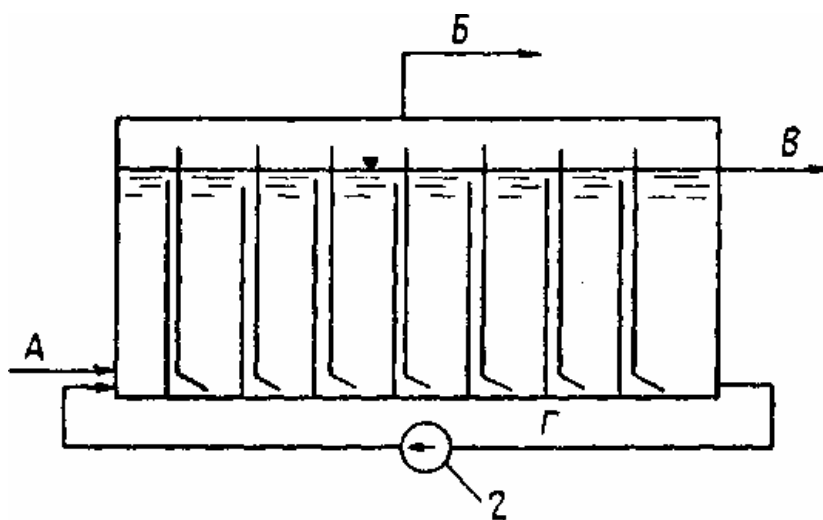


Рис. 15 Перегородчастий реактор:

1 – перегородки, 2 – насос

А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода, Г – поворотна активна біомаса

Оброблювана СВ рухається по черзі від низу до верху і зверху вниз, проходячи в кожному відділенні через шар гранул біомаси, що формується в ньому. Найбільша кількість біомаси накопичується в секціях з висхідним потоком, убуваючи від початку до кінця реактора. Ця конструкція ефективна при помірних навантаженнях (до $7 \text{ кгХСК}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$).

Переваги в порівнянні з UASB-реактором:

- простота конструкції
- відсутність потреби в газомуловідокремлювальних пристроях
- здатність тривалий час працювати без видалення надлишкової біомаси
- ефективний масообмін, забезпечений високою швидкістю потоку
- здатність очищати СВ з високою концентрацією завислих речовин.

Реактори з прикріпленою біомасою (біоплівкою)

Багато дослідників об'єднують такі реактори спільною назвою "Анаеробні фільтри". Це назва необґрунтована, оскільки способи утримання біомаси і гідродинамічний режим в цих реакторах різні. Єдина загальна межа - використання нерухомого (або обмежено рухомого) шару завантажувального матеріалу, властивості якого грають визначальну роль. Основними характеристиками завантажувальних матеріалів, спільними для реакторів цього типу є форма і розмір елементів, загальна порожнистість, наявність внутрішньої пористості, механічні властивості.

Основні характеристики найбільш часто використовуваних в анаеробних біореакторах пластмасових завантажувальних матеріалів наведені у табл..8:

Табл...8 Основні характеристики пластмасових завантажувальних матеріалів

Форма завантажувального матеріалу	Питома площа поверхні, м ² /м ³	Порожнистість, %
Циліндри діаметром 90 мм з отворами на бічній поверхні і перегородками в перетині	65	96,5
Кільця діаметром 90 мм	102	95,0
Гофровані кільця з ПВХ	320	97,0
Модулі з гофрованих листів ПВХ	148	96,0
Трубки з ПВХ d = 80 – 100 мм з внутрішньою стільниковою структурою	120	95,0

Принципи і умови роботи завантажень в аеробних і анаеробних біореакторах значно розрізняються. Спроможність метанових бактерій до утворення міцної біоплівки значно нижча, ніж у аеробних бактерій. Для мікроорганізмів метанового біоценозу набагато більше значення мають механічні, фізико-хімічні і інші властивості поверхні завантажувальних матеріалів.

Для таких реакторів існує небезпека забивання міжзавантажувального простору (так звана кольматація завантаження) завислими речовинами СВ, надлишковою біомасою, що зменшує корисний об'єм реактора, знижуючи його продуктивність і ефективність роботи. У зв'язку з цим при підборі завантажувального матеріалу важливо враховувати склад СВ, передусім концентрацію і ступінь біорозкладності завислих речовин, хімічний склад, вміст неорганічних речовин, спроможних в ході відповідних трансформацій утворювати гіпсові або карбонатні відкладення.

У зв'язку з небезпекою забивання завантаження велике значення має її початкова загальна порожнистість. Порожнистість пластмасових завантажень досягає 97%, що набагато вище в порівнянні з об'ємними (близько 50%). Ва-

жливі і розміри порожнеч. В анаеробних реакторах вони мають бути не менше декількох сантиметрів.

Окрім надійності роботи реактора, початкова загальна порожнистість завантаження значно впливає на розміри реактора: при однаковому будівельному обсязі корисний об'єм реактора з порожнистістю завантаження 95% майже в 2 рази більше, ніж при порожнистості 50%, при цьому маса завантаження в першому випадку в 10 разів менша.

Анаеробний біофільтр.

Анаеробний біофільтр з висхідним потоком рідини запропонований в 1967р Янгом і Маккарті. Це перший анаеробний реактор з прикріпленою біомасою.

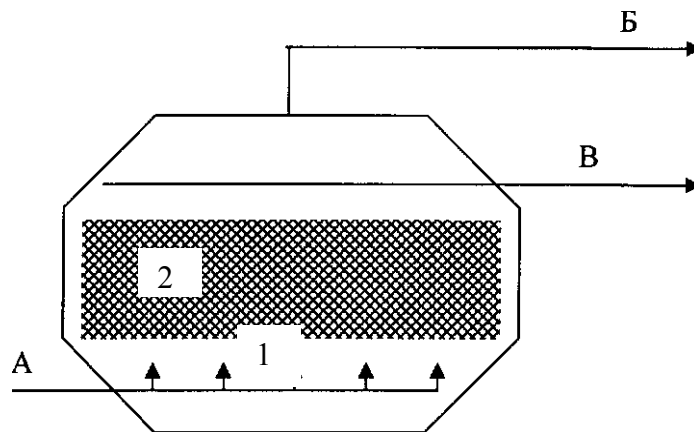


Рис. 16 Анаеробний біофільтр

1 – підтримуючі ґрати, 2 – шар завантажувального матеріалу
А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода

СВ подається в нього через донну розподільну систему, проходить через шар завантажувального матеріалу і відводиться з верхньої частини реактора. Біомаса в анаеробних біофільтрах утримується у вигляді флокул і гранул, розташованих в порожнечках завантажувального матеріалу, а також у вигляді біоплівки, прикріпленої до його поверхні. Під дією сили тяжіння велика частина біомаси скупчується в підзавантажувальному просторі і в нижніх шарах завантаження. Концентрація її складає до 20 кг/м^3 , при цьому на долю гранул доводиться до 70%.

У анаеробних біофільтрах рух рідини збігається з рухом газу, значного перемішування не відбувається, гідравлічний режим наближається до режиму ідеального витіснення. В результаті по висоті реактора спостерігаються значні градієнти не тільки концентрацій біомаси, але і концентрацій субстрату і проміжних продуктів (ЛЖК). При обробці стоків з високими концентраціями субстрату накопичення ЛЖК внизу реактора може привести до зриву

процесу. Тому при очищенні висококонцентрованих субстратів застосовується рециркуляція стоку. К розбавлення субстрату рециркуляція покращує масообмін в реакторі, рівномірно розподіляє біомасу і знижує вірогідність замулювання.

Відповідно до розподілу завислої біомаси по висоті реактора, очищення по ХСК, в основному, відбувається в його нижній частині. Із зростанням навантаження активна зона реактора збільшується. У верхній частині завантажувального матеріалу біомаса утримується, головним чином, у вигляді біоплівки. Участь цієї зони реактора у видаленні забруднень незначна, в основному вона виконує функції відокремлення біогазу і уловлювача для біомаси.

Янгом показано, що найбільш важливими параметрами завантажувального матеріалу є його форма і розміри, а не питома площа поверхні. Зокрема, першорядне значення має одиничний об'єм порожнеч у завантаженні і їх спроможність надійно утримувати гранули біомаси, а також загальна порожнистість об'єму реактора. Її високе значення (90 - 95%) забезпечує невисоку швидкість потоку рідини через порожнечі, що не порушує стану гранул і біоплівки. Оскільки основну роль в роботі анаеробних біофільтрів виконує не біоплівка, а вільно утримувані гранули активної біомаси, поверхневі властивості завантажувального матеріалу не є визначальними для цього виду реакторів.

Анаеробні біофільтри працюють при високих навантаженнях по органічних забрудненнях: до 20 (зазвичай 7 - 12) кг ХСК/(м³ · д). Вони вельми стійкі до коливань рН, токсичності стоку, зниження температури процесу, гідравлічних і органічних навантажень. Це робить їх вельми поширеним типом біореакторів.

Проте, анаеробним біореакторам властивий і ряд недоліків:

- у нижній частині реактора можуть накопичуватися труднорозкладні завислі речовини стічної води, біомаса, що випали в осад труднорозчинні сполуки (CaCO₃, CaSO₄)
- таке замулювання призводить до утворення каналів руху рідини, через які неочищена СВ "проскакує" основний шар біомаси, що знаходиться в нижній частині реактора. В результаті знижується ефективність очищення.

Для усунення цих недоліків ведуть роботи в двох напрямках:

- збільшення порожнистості матеріалу і зниження адгезійної спроможності завантажувального матеріалу в нижній частині реактора
- підвищення рівномірності розподілу біомаси в реакторі за рахунок збільшення ролі її прикріпленої фракції.

Гібридний реактор.

Б дослідження 80-х років показано, що для ефективного утримання біомаси в реакторі з висхідним потоком не обов'язково заповнювати весь його об'єм завантажувальним матеріалом, достатньо шару завтовшки 25 - 40% від робочої висоти реактора, розташованої в його верхній частині. При цьому

не лише економиться 60-75% дорогого завантажувального матеріалу, але і повністю усуваються всі недоліки анаеробних біофільтрів.

Властивості біомаси, що формується в нижній частині реактора відповідають біомасі UASB-реактора, включаючи шар гранульованого АМ. Такий реактор може розглядатися як "укорочений" біофільтр, і як UASB-реактор, у якого газовіддільний пристрій утворений шаром завантажувального матеріалу. Такий реактор одержав назву гібридного і з другої половини 80-х років розглядається як самостійна конструкція.

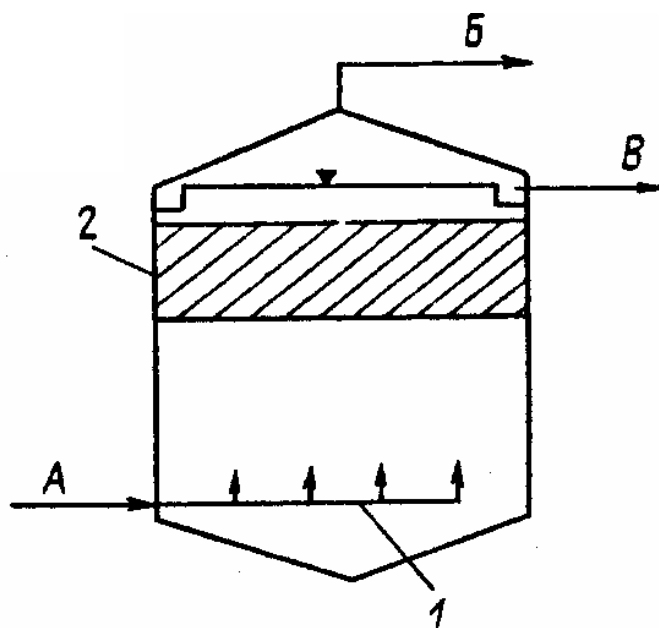


Рис. 17 Гібридний реактор:

1 – розподільна система, 2 – шар засипного завантажувального матеріалу
А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода

Основною функцією шару завантаження є уловлювання в своїх порожнечах біомаси, що піднімається вгору бульбашками біогазу. Сильного обростання матеріалу біоплівкою не спостерігається, але ця, невелика по концентрації, біомаса вносить додатковий внесок до очищення СВ (в порівнянні з UASB-реактором). Інша перевага гібридного реактора - вища ефективність утримання гранульованого АМ.

Реактор з псевдозрідженим шаром носія.

Це найбільш високопродуктивний анаеробний реактор. У 1980 році Швітценбаум і Джевелл запропонували використовувати псевдозріджений (киплячий або завислий) шар в анаеробному очищенні.

Псевдозрідження - процес, при якому зернистий матеріал (дрібні тверді частинки) приводиться в стан, подібний до рідини, внаслідок проходження через нього псевдорозріджуючого агента - рідини або газу. Псевдозріджені

системи можуть бути двофазними: рідина - тверді частинки (Р - Т) або газ - тверді частинки (Г - Т), а також трифазними: газ - рідина - тверді частинки (Г - Р - Т), тобто псевдозріджуючим агентом (суцільним середовищем) може бути рідина, газ або газорідинна суміш.

У системі з монодисперсними однорідними частинками і висхідним потоком рідини залежно від швидкості потоку можна виділити чотири основні стани:

- шар (частинки нерухомі), що фільтрує
- розширений шар (частинки здійснюють коливальні рухи)
- псевдозріджений шар (вільний рух частинок за всім обсягом шару)
- винос частинок.

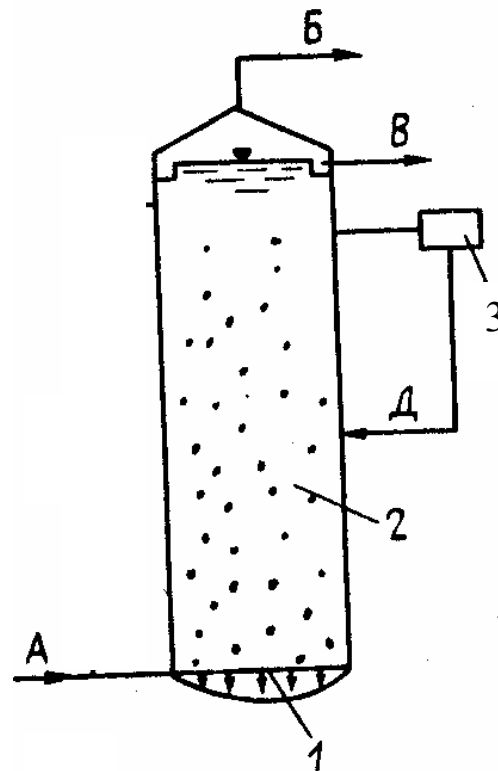


Рис. 18 Реактор з псевдозрідженим шаром носія.

1 – розподільна система, 2 – шар частинок носія, 3 – пристрій для видалення надлишкової біоплівки

А - вихідна стічна вода, Б – біогаз, В – очищена стічна вода, Д - повернення частинок носія

Мала товщина плівки, інтенсивне переміщення частинок носія полегшують масообмін. Дія зрізуючих сил приводить до постійного оновлення біоплівки, видалення відмерлої біомаси. Велика питома поверхня носія дозволяє підтримувати в реакторах високу концентрацію біомаси (20 - 30, тео-

ретично до 100 кг/м^3). Всі ці чинники роблять такий реактор найбільш продуктивним: $20\text{-}50 \text{ кг ХСК}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$.

Різноманітність складу і властивостей СВ не дозволяє однозначно якісно і кількісно порівнювати різні технології і конструкції анаеробного очищення. Залежно від характеристик стоку і місцевих умов оптимальною може опинитися практично будь-яка з розглянутих систем.

У таблиці 9 наведені найважливіші параметри основних конструкцій анаеробних біореакторів в очищенні СВ від розчинених легкокорозкладних органічних забруднень (мезофільний режим).

Табл.9 Найважливіші параметри основних конструкцій анаеробних біореакторів

Тип реактора	$C(AM)$, кг/м^3	$S_{\text{пит}}$ завантаження, $\text{м}^2/\text{м}^3$	max продуктивність, $\text{кг ХСК}/(\text{м}^3 \cdot \text{д})$	min час обробки, год
Традиційний метантенк	0,5-3	-	0,5-5	190-250
Контактний реактор	5-3	-	3-8	24
USAB- реактор	20 -30	-	15-25	2-3
Анаеробний біофільтр	5-20	70 - 200	10-15	8-12
Гібридний реактор	20-30	70 - 300	15-25	2-3
Реактор з псевдо-зрідженим шаром	10-40	1000-3000	30-40	0,5

Структура біомаси і форма її утримання значно впливають на стійкість реакторів до різних перевантажень, коливань рН і складу стоків. Найбільш стійкими є реактори з прикріпленою біоплівкою, найменш стійкими - з біомасою, що зависло-седиментує.

Очищення і утилізація біогазу

Біогаз, що отримується в результаті анаеробного очищення, залежно від вигляду і концентрації забруднень СВ, а також температури, містить від 60 до 80% CH_4 , CO_2 , що також є продуктом анаеробного розкладання органіки, частково розчиняється в рідкій фазі, тим самим підвищуючи частку метану в газовій фазі. При очищенні СВ, що містять сульфати або білки, у складі біогазу присутній H_2S (до 2 - 3%). Його концентрація в газовій фазі залежить від рН середовища в реакторі і наявності ІВМ, зв'язуючих H_2S в нерозчинні сульфіди. Окрім перерахованих компонентів до складу біогазу входить молекулярний азот і водяна пара.

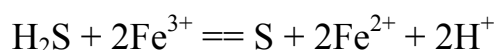
Високий вміст метану в біогазі робить його цінним паливом. Теплотворна здатність біогазу складає $5500 - 7000 \text{ ккал/м}^3$. Найбільш поширена утилізація біогазу спалюванням з отриманням пари або гарячої води. Залежно від

місцевих умов біогаз може використовуватися для отримання електроенергії, в газотурбінних приводах механічних аераторів або турбоповітродувок, у зрідженому стані - як автомобільне паливо. Крім того, розроблені технології отримання з біогазу кормового білка і товарної вуглекислоти.

Витрата біогазу від реакторів, як правило, значно змінюється протягом доби залежно від витрати СВ і концентрації забруднювальних речовин. Для усереднювання витрати і підвищення ефективності використання на багатьох установках застосовують газгольдери.

Окрім цього, всі системи утилізації біогазу забезпечені факельною "свічкою", на яку може прямувати надлишок біогазу.

Біогаз може бути очищений від H_2S пропусканням через ферооксидний фільтр і отриманням елементарної сірки. При великих витратах біогазу (тис. м^3 на добу) таке очищення ведуть розчинами солей заліза з постійною їх регенерацією:



Сірку відділяють у відстійнику, розчин регенерується продуванням повітрям:



Очищення від CO_2 і інертних газів проводять тільки при отриманні товарної CO_2 і (або) автомобільного палива.

Техніко-економічні аспекти анаеробного очищення СВ

Економічна ефективність застосування анаеробного очищення у великій мірі залежить від складу СВ, об'єму реактора, його конструкції, необхідності в додатковому обладнанні, вартості робочої сили, енергії і тому подібного.

За даними Леттінги капітальні витрати на установку анаеробного очищення з робочим об'ємом UASB-реактора 1000 м³ складають в умовах Західної Європи 500 - 750 тис.долл.США, а з об'ємом 5000 м³ – 2 – 3 млн. долл.США (400 – 600 долл.США/м³ об'єму реактора). У Латинській Америці їх вартість декілька нижче – 280 - 350 долл.США/м³.

На більшості діючих установок у Нідерландах використовують UASB-реактори, окупність капітальних вкладень складає менше 1 року (в основному, за рахунок отримання СН₄). Такий результат не характерний навіть для дуже рентабельних виробництв. Так, концерн Nedalco (Нідерланди) на заводі з виробництва спирту побудував реактор об'ємом 700 м³ для очищення 2040 м³/д СВ з ХСК 4 - 5 кг/м³. Вартість установки 640 тис.долл.США, річний прибуток від використання отриманого біогазу 800 тис.долл.США.

Для близькорозташованих паперових фабрик по переробці макулатури в м. Еербек (Нідерланди) для очищення 9600 м³/д СВ споруджений реактор ємністю 2200 м³. Вартість установки - 1280 тис.долл., річний прибуток - 1060 тис.долл тільки за рахунок економії енергії в порівнянні з аеробним процесом. На іншій паперовій фабриці по переробці макулатури в м. Рурмонд (Німеччина) установка реактора ємністю 1000 м³ для обробки 3000 м³/д СВ обійшлася в 400 тис.долл., а річний прибуток дорівнює 330 тис.долл.

Експлуатаційні витрати на анаеробне очищення СВ, що містять розчинені органічні забруднення, складають, в середньому, 0,06 - 0,08 долл.США/м³ (без урахування доходу від реалізації біогазу). З урахуванням останнього, анаеробне очищення високо забруднених стоків прибуткове. Так, утилізація біогазу, що утворюється при локальному очищенні 1500 м³/д СВ біохімічного заводу (ХСК 40 г/л) приносить щорічний дохід близько 1,35 млн.долл.США, що дозволяє отримувати загальний прибуток від експлуатації установки близько 0,8 млн.долл.США/рік. Крім того, з введенням у дію цієї установки завод зміг зменшити щорічні платежі за скидання СВ на комунальні очисні споруди на 2 млн.долл.США.

Американський фахівець в області біохімічного очищення СВ У.Еккенфельд провів узагальнене порівняння економічної ефективності традиційної (двоступінчасті аеротенки) і анаеробно-аеробної (UASB-реактор з доочисткою в аеротенках) технологічних схем при різних концентраціях забруднень в СВ в діапазоні 0,5 - 5,0г БСК₅/л. Розрахунки виконані стосовно умовного стоку з витратою 3800 м³/д і температурою 20°C, що не містить азоту і фосфору у присутності великої кількості сульфатів, що приводять до утворення при анаеробному очищенні 100 мг Н₂S/л. Отже, в розрахунках було враховано очищення біогазу і вентиляційних викидів з подальшою утилі-

зацією біогазу в якості палива. Розрахунки показали:

- - анаеробно-аеробне очищення економічніше, ніж аеробне стосовно СВ з $BCK_5 > 1$ г/л (при $BCK_5 = 5$ г/л наведені витрати нижче в 1,8 раза)
- - капітальні витрати в інтервалі BCK_5 1 - 2 г/л приблизно співставні при обох технологіях, при $BCK_5 > 3$ г/л вони істотно нижче для анаеробно-аеробної
- - експлуатаційні витрати на анаеробне очищення практично не залежать від концентрації забруднень, тоді як для аеробного вони лінійно зростають.

Порівняння та об'єднання аеробного і анаеробного очищення.

Техніко-економічні аспекти анаеробного очищення.

Перша конструкція анаеробного реактора була запропонована одночасно в СРСР і за кордоном - в 50-і роки минулого століття. Але, якщо в СРСР він практично не застосовувався, то в країнах Західної Європи відразу набув поширення для очищення СВ харчових виробництв і продовжував удосконалюватися.

З сучасних конструкцій анаеробних реакторів першим почав використовуватися анаеробний фільтр - промислові установки з'явилися в 1972р. Перший UASB-реактор був споруджений в 1976р. в Нідерландах, а вже з 1981р. тільки фірмами - виготовлювачами цієї країни щорічно проектується і споруджується по 10 - 20 установок у всьому світі. Зараз кількість UASB-реакторів обчислюється сотнями, це найбільш поширені установки. До інших поширених конструкцій відносяться анаеробний фільтр і контактний реактор. Останніми роками почали інтенсивно застосовуватися реактори з псевдозрідженим шаром і гібридні реактори.

Найбільше число установок діє на спиртних, цукрових, картоплеперероблюючих, крохмальнопаточних, пивоварних, целюлозно-паперових заводах. Анаеробне очищення також ефективно застосовується для СВ підприємств практично всіх галузей агропромислового комплексу: дріжджовою, коньячною, виноробною, сироварною, молочною, консервною, м'ясною, переробки фруктів, овочів, виробництва кави, безалкогольних напоїв, тваринництва і кормовиробництва, а також мікробіологічною, хіміко-фармацевтичною і деяких галузей хімічної промисловості. Останнім часом анаеробні технології застосовують для очищення таких складних стоків, як переробки вугілля, нафтохімічних виробництв, дренажних звалищ СВ.

У країнах з теплим кліматом анаеробні реактори (в основному UASB) починають використовуватися для очищення побутових СВ, в цьому напрямі ведуться інтенсивні роботи в умовах помірного клімату Західної Європи.

Анаеробні біореактори другого покоління набули найбільшого поширення в Західній Європі, Канаді, останніми роками - в Латинській Америці. У країнах, що розвиваються, декілька зміщений акцент спрямованості застосу-

вання анаеробного очищення - більше значення має енергетична мотивація її використання. Це, зокрема, виявляється в тому, що метановому зброджуванню часто піддаються особливо концентровані відходи від виробництва цукру, алкогольних напоїв, тобто ті, які в розвинених країнах звичайно утилізувалися в кормових цілях.

У США питома вага анаеробного очищення нижча, але зв'язано це, очевидно, з високим ступенем, що давно склався в США, контролю ринку фірмами – виготовлювачами, що виробляють аеробні дискові біофільтри.

В цілому ж бурхливий розвиток за кордоном передових технологій анаеробного очищення пояснюється їх серйозними перевагами перед традиційними аеробними методами.

Основні позитивні сторони анаеробного очищення:

- анаеробне очищення не вимагає витрат електроенергії на аерацію і, відповідно, застосування повітродувного устаткування. Електроенергія необхідна тільки для перекачування СВ (як правило, не більше 0,02-0,06 кВт•год/м³)
- органічні забруднення СВ конвертуються в цінний енергетичний продукт - біогаз
- приріст надмірної біомаси за сухою речовиною в 5-10 разів менше, ніж при аеробному очищенні, а за об'ємом - в 25-50 разів менше. Надмірна біомаса стабільна, не загниває при зберіганні, легко зневоднюється без застосування реагентів. Високий вміст в анаеробній масі вітаміну В₁₂ робить її цінною сировиною для отримання кормових добавок
- стосовно очищення концентрованих СВ анаеробні системи значно продуктивніші аеробних. Це пов'язано з тим, що в анаеробних реакторах досягається дуже висока концентрація біомаси від 2 до 30 - 50 г/л і більше, тоді як в аеробних спорудах концентрація біомаси жорстко обмежена можливостями аеруючих пристроїв (звичайно не більше 4 - 6 г/л). Тому продуктивність промислових анаеробних установок другого покоління на порядок перевищує можливості для аеробних систем
- анаеробні реактори стійкі до тривалих перерв у подачі СВ, що дозволяє ефективно використовувати їх для очищення стоків сезонних виробництв
- стосовно СВ, що не містять біогенні елементи, анаеробне очищення вимагає в 5 - 10 разів меншого біогенного підживлення, ніж аеробна
- конструкція анаеробних реакторів має бути повністю герметичною, що запобігає розповсюдженню зловонних речовин і мікробних аерозолів навколо очисних споруд. Тому може бути зменшена санітарно-захисна зона. Компактність і санітарно-гігієнічна безпека сучасних анаеробних реакторів дає можливість застосовувати їх для локального очищення як концентрованих промислових стоків, так і СВ населених пунктів: надмірна біомаса може скидатися в каналізаційну мережу з очищеною СВ без перевищення норм прийому по завислих речовинах, або періодично вивозитися на поля як добриво, або продаватися для запуску нових установок, мі-

німальний об'єм анаеробних реакторів не обмежений. На відміну від аеробних установок, експлуатація невеликих установок (20-50 м³) не викликає утруднень

- проміжні і кінцеві продукти анаеробного очищення (ЛЖК, об'єм і склад біогазу) легко піддаються кількісному визначенню. Це полегшує застосування автоматизованого контролю і управління.

Ці позитивні сторони анаеробного очищення роблять її найбільш економічним методом обробки СВ. Крім того, цей метод може бути інтегрований в різні системи глибокої утилізації СВ і рекуперації забруднень, що включають:

- отримання енергії, палива, товарного CO₂, біомаси і інших продуктів з біогазу
- розведення, кормову і енергетичну утилізацію вищої водної рослинності в біоотходах доочистки
- розведення в біоотходах риби
- зрошування і удобрення очищеними СВ
- удобрення ґрунтів надлишковим анаеробним мулом
- витягання і рекуперацію азоту і сірки.

Поряд з безперечними достоїнствами анаеробне очищення має і ряд недоліків:

- активність анаеробної біомаси значно знижується при температурі нижче 20°C
- із-за повільного зростання метанових бактерій первинний запуск анаеробних реакторів досить тривалий (іноді до року)
- з тієї ж причини неадаптована біомаса чутлива до багатьох токсичних речовин
- тільки анаеробне зброджування не може очищати воду до критеріїв повного біохімічного очищення, як правило, потрібна подальша аеробна доочистка, зокрема, при необхідності, від сполук азоту і фосфору.

У світовій науково-технічній літературі можна виділити два сплески публікацій з анаеробного очищення. Перший на початку 80-х років ХХ століття пов'язаний з інтенсивною розробкою анаеробних технологій. Другий наприкінці 80-х років ХХ століття пов'язаний з успішним досвідом експлуатації промислових установок, побудованих на початку десятиліття, направлений на використання технологічних резервів методу і на розширення сфери його застосування.

Зовсім інакше йде справа в країнах колишнього СРСР. Запропонований в 50-і роки метод мляво використовувався для стабілізації осадів СВ. В період екстенсивного розвитку нафтогазової промисловості роботи були фактично припинені. Окрім надто низьких цін на енергоносії причиною цього стала незадовільна якість будівництва метантенків і повна зневага до мінімально необхідного рівня експлуатації. У першій половині 80-х років з основного

документа, що регламентував будівництво очисних споруд (СНіП) було включено навіть згадку про анаеробне очищення. У цей же період проводилися безальтернативні дослідження аеробного очищення.

Вибір системи очищення — справа інженерного розрахунку з урахуванням економічної оцінки варіантів. Але головним критерієм завжди має бути отримання нешкідливих для природи стоків. При однаковому екологічному результаті економічно більш виправдані системи анаеробної обробки стоків (таблиця.), при яких в анаеробній установці переробляється 1,1 т ХСК/на добу і забезпечується БСК₅ очищеної води близько 4,5 мг/л. Річний дохід від такої системи близько 3000 долл.США. Аеробна система очищення стоків ніякого прибутку не дає.

У табл.10 наведена порівняльна оцінка систем очищення стоків

Табл.10. Порівняльна оцінка систем очищення стоків

Показник	Аеробна	Анаеробно-аеробна
Капітальні вкладення, тис. руб.	270	270
Витрата енергії, кВт•год/на добу	600	120
Кількість надмірного мулу, кг/на добу	330	85
Кількість метану, нм ³ /на добу	—	260
Річні експлуатаційні витрати, руб	11470	2530
Зокрема		
на енергію	2800	570
на хімікати	5400	330
на обслуговуючий персонал	1600	800
на техобслуговування	1670	830

Запитання для самоконтролю:

1. Активний мул і біоплівка.
2. Основні характеристики стічних вод, що підлягають біохімічному очищенню: БСК.
3. Основні характеристики стічних вод, що підлягають біохімічному очищенню: ХСК.
4. Основні характеристики стічних вод, що підлягають біохімічному очищенню: біохімічний показник.
5. Класифікація СВ за величиною біохімічного показника.
6. Зміна концентрації мікроорганізмів на різних фазах проходження біохімічного очищення.
7. Зміна концентрації органічних забруднювальних речовин в стічних водах на різних фазах проходження біохімічного очищення.
8. Зміна БСК стічних вод на різних фазах проходження біохімічного очищення.
9. Функції регенератора в цеху біохімічного очищення.
10. Вік активного мулу.
11. Вплив температури на швидкість аеробного очищення стічних вод.
12. Вплив рН на швидкість аеробного очищення стічних вод.
13. Вплив перемішування на швидкість аеробного очищення стічних вод.
14. Нитчасті бактерії у складі активного мулу.
15. Індекс мулу.
16. Вплив токсичних домішок на швидкість аеробного очищення стічних вод.
17. Вплив кисню на швидкість аеробного очищення стічних вод.
18. Вплив концентрації активного мулу на швидкість аеробного очищення стічних вод.
19. Вплив біогенних елементів на аеробне очищення стічних вод.
20. Вплив віку активного мулу на ступінь очищення стічних вод.
21. Вода, що входить до складу осадів очисних споруд.
22. Вологість осаду очисних споруд.
23. Питомий опір фільтрації осаду очисних споруд.
24. Зольність осаду очисних споруд.
25. Вміст беззольної речовини в осадах очисних споруд.
26. Вміст сухої речовини в осадах очисних споруд.
27. Обробка осадів стічних вод.
28. Стабілізація осадів очисних споруд.
29. Кондиціонування осадів очисних споруд.
30. Обезводнення осадів очисних споруд.
31. Очищення стічних вод в природних умовах: поля фільтрації.
32. Очищення стічних вод в природних умовах: біологічні ставки.
33. Біофільтри.
34. Аеротенки ідеального змішування.

35. Аеротенки ідеального витіснення.
36. Аеротенки з розосередженою подачею стічних вод.
37. Цех механічного очищення СБО.
38. Цех біохімічного очищення СБО.
39. Цех знезараження СБО.
40. Цех обробки осадів СБО.
41. Склад анаеробної активної біомаси.
42. Особливості анаеробного процесу очищення СВ.
43. Функції мікроорганізмів 1-ї групи анаеробної активної біомаси.
44. Функції мікроорганізмів 2-ї групи анаеробної активної біомаси.
45. Функції мікроорганізмів 3-ї групи анаеробної активної біомаси.
46. Приріст активної біомаси в аеробних і анаеробних процесах.
47. Агрегація анаеробної активної біомаси.
48. Вплив фазового і хімічного складу забруднювальних речовин на швидкість анаеробного зброджування.
49. Вплив концентрації забруднювальних речовин на швидкість анаеробного зброджування.
50. Вплив рН і буферних властивостей стічних вод на швидкість анаеробного зброджування.
51. Вплив температурного режиму на швидкість анаеробного зброджування.
52. Вплив біогенних компонентів на швидкість анаеробного зброджування.
53. Вплив інгібіторів на швидкість анаеробного зброджування.
54. Вплив токсичних речовин на швидкість анаеробного зброджування.
55. Анаеробні реактори першого покоління.
56. Анаеробний реактор другого покоління: анаеробний контактний реактор.
57. Анаеробний реактор другого покоління: UASB - реактор.
58. Анаеробний реактор другого покоління: перегородчастий реактор.
59. Анаеробний реактор з прикріпленою біомасою: анаеробний біофільтр.
60. Анаеробний реактор з прикріпленою біомасою: гібридний реактор.
61. Анаеробний реактор з прикріпленою біомасою: реактор псевдозрідjenим шаром носія.
62. Поєднання аеробного і анаеробного очищення стічних вод на СБО.
63. Використання продуктів анаеробного очищення СВ.
64. Очищення біогазу, отриманого анаеробним зброджуванням СВ.
65. Можливі шляхи використання біогазу.
66. Можливі шляхи використання твердого продукту анаеробного очищення СВ.
67. Переваги та недоліки анаеробного очищення СВ.
68. Перспективи використання анаеробних методів очищення.

Література

1. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. – К.: Лібра, 2000. – 551с.
2. Родионов А.И., Клушин В.Н., Торочешников Н.С. Техника защиты окружающей среды. – М.: Химия, 1989. –512с.
3. Оборудование, сооружения, основы проектирования химико-технологических процессов защиты биосферы от промышленных выбросов. – М.: Химия, 1985. –352с.
4. Чуянов Г.Г. Обезвоживание, пылеулавливание и охрана окружающей среды. – М.: - Недра, 19867, - 295с.
5. Балабеков О.С., Балтабаев Л.Ш. Очистка газов в химической промышленности. Процессы и аппараты. – М.: Химия, 1991. – 371с.
6. Матрос А.Е. Каталитическое обезвреживание отходящих газов. М.: Химия, 1991. – 185с.
7. В.К.Хільчевський. Водопостачання і водовідведення. Гідрологічні аспекти. - К.: Київський університет, 1998. – 319с.
8. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. К.: Наукова думка, 1991. – 402с.
9. Яковлев С.К. Рациональное использование водных ресурсов. – М.: Химия, 1991. – 346с.
10. В.В.Глухов, Т.В.Лисочкина, Т.П. Некрасова. Экономические основы экологии. С-Пб., 1995. – 386с.
11. Ресурсосберегающие технологии, №24, 2003, С.3-52.
12. Инженерная экология, №5, 2000, С.22-30.
13. Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, №5, 2001, С.24-43.