Національний університет
водного господарства
та природокористування

В.А.Ковальчук

ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД

Національний університет
водного господарства
та природокористування

РІВНЕ
ВАТ «Рівненська друкарня»
2002

Національний університет водного господарства та природокористування

УДК 628.3 (075.8)
ББК 38.761.2 я7
К56

Рекомендовано Міністерством освіти і науки України як навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів
(Лист № 14/8.2-1333 від 20.06.2002 р.)

Рецензенти:

П.Д.Хоружий, доктор технічних наук, професор, завідувач відділом водопостачання і каналізації Інституту гідротехніки і меліорації Української академії аграрних наук.
М.М.Гіроль, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри водовідведення, теплогазопостачання та вентиляції Українського державного університету водного господарства та природокористування.
В.О.Орлов, доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри водопостачання та бурової справи Українського державного університету водного господарства та природокористування.
В.М.Сівак, кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання та бурової справи Українського державного університету водного господарства та природокористування.

Ковальчук В.А.
К 56 Очистка стічних вод. - Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», - 2002. - 622 с.: іл.
ISBN 966-7358-24-0

Розглянуто склад і властивості, технологічні схеми та методи механічної, біологічної, фізико-хімічної очистки, доочистки і знезаражування стічних вод, конструкції та методики розрахунку очисних споруд, а також споруди і обладнання для обробки осадів стічних вод.

Рекомендовано для студентів спеціальності «Водопостачання та водовідведення», магістрантів та аспірантів.

Табл. 148. Іл. 270. Бібліогр.: 109 назв.

УДК 628.3 (075.8)
ББК 38.761.2 я7
ISBN 966-7358-24-0
© ВАТ «Рівненська друкарня»

Національний університет
водного господарства
та природокористування

ПЕРЕДМОВА

За останні роки в Україні відбулися суттєві зміни структури виробництва, перехід на економічні важелі управління, зміна нормативної бази, в тому числі й тієї, що стосується охорони водних ресурсів від забруднення стічними водами. При проектуванні, будівництві та експлуатації міських очисних станцій на перший план виходять вимоги скорочення витрат на очистку при безумовному забезпеченні необхідної якості очищених стічних вод. Вирішення цих завдань неможливе без застосування ефективних технологій, споруд і обладнання для очистки стічних вод і обробки осадів. Однак підготовка інженерів спеціальності «Водопостачання та водовідведення», які мають впроваджувати сучасні методи очистки стічних вод, до нинішнього часу здійснюється за підручниками й навчальними посібниками, виданими ще в 70-80-х роках минулого століття.

У посібнику, розрахованому на студентів спеціальності «Водопостачання та водовідведення», розглянуто склад і властивості міських стічних вод, фізико-хімічні основи методів їх очистки і обробки осадів, наведені нормативні дані та рекомендації стосовно вибору оптимальних технологічних схем і розрахунку споруд, що входять у технологічні схеми. Особлива увага приділена розгляду методів біологічної очистки, які забезпечують видалення із стічних вод основної маси забруднень. Враховуючи задекларованe Україною прагнення в майбутньому приєднатися до Європейського Союзу, у посібнику, хоча і в дуже стислій формі, висвітлені вимоги стосовно ефективності очистки стічних вод у деяких країнах Заходу, а також розглянуті широко застосовувані там технологічні схеми біологічної очистки стічних вод з глибоким вилученням сполук азоту і фосфору, які, на жаль, практично невідомі в нашій країні.

Посібник може бути корисним для підготовки магістрів і аспірантів, а також фахівців, які займаються питаннями очистки стічних вод і обробки осадів.

Національний університет водного господарства та природокористування

Передмова, розділи 1, 3-15 написані доцентом Українського державного університету водного господарства та природокористування канд. техн. наук В.А.Ковальчуком, розділ 2 - В.А.Ковальчуком і доцентом, канд. техн. наук С.Б.Проценком.

Автор висловлює подяку П.Д.Хоружому, доктору технічних наук, професору, завідувачу відділом водопостачання і каналізації Інституту гідротехніки і меліорації Української академії аграрних наук, а також викладачам Українського державного університету водного господарства та природокористування - завідувачу кафедри водовідведення, теплогазопостачання та вентиляції, професору, доктору технічних наук М.М.Гіролю, завідувачу кафедри водопостачання та бурової справи, професору, доктору технічних наук В.О.Орлову, доценту кафедри водопостачання та бурової справи, канд. техн. наук В.М.Сіваку за поради і зауваження, спрямовані на поліпшення цього посібника.

Окрему подяку автор складає керівництву Рівненської обласної державної адміністрації, обласної ради, обласного державного управління екології та природних ресурсів (М.М.Гуйдаш, І.Г.Окунєва), та членам постійної комісії обласної ради з питань екології і охорони навколишнього середовища за розуміння проблем фахової підготовки майбутніх інженерів-будівельників та виділення у надсутужних фінансових умовах коштів, необхідних для видання цього посібника, виданого коштом Фонду охорони навколишнього природного середовища Рівненської обласної ради.

Автор буде вдячний за поради щодо змісту і структури пропонованого посібника, які просить надсилати за адресою:

м. Рівне, вул. Соборна, 11

Український державний університет водного господарства та природокористування, кафедра водовідведення, теплогазопостачання та вентиляції

тел. (0362) 22-25-29, V.A.Kovalchuk@RSTU.RV.UA

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 1

СКЛАД І ВЛАСТИВОСТІ СТІЧНИХ ВОД

1.1. Утворення міських стічних вод

Під терміном **«міські стічні води»** розуміють суміш різних категорій стічних вод (господарсько-побутових, виробничих, атмосферних), яка надходить для очистки на міські каналізаційні очисні станції.

Господарсько-побутові стічні води утворюються при використанні водопровідної води у побуті і відводяться від санітарних приладів житлових будинків, банно-пральних комбінатів, підприємств громадського харчування, установ (шкіл, лікарень тощо). Вони містять фізіологічні виділення людей, а також господарські відходи: залишки продуктів харчування, пісок, мило і пральні засоби, тканину, папір тощо. Господарсько-побутові стічні води можна розглядати як розбавлену суміш сечі і фекалій, кухонних (стоки від приготування їжі і миття посуду) і банно-пральних стоків (стоки від гігієнічних процедур і прання білизни).

Добовий діурез людини складає 800-1800 мл. Сеча за своїм хімічним складом є однією із самих забруднених складових господарсько-побутового стоку. У складі сечі знайдено 229 хімічних сполук, у тому числі 103 азотовмістні речовини, 30 електролітів, 22 вітаміни, 38 гормонів, 10 білків, а також органічні кислоти, ліпіди, вуглеводи. Добова кількість фекалій, які виділяються людиною, складає 100-300 г. Норми водовідведення для кухонних і банно-пральних стоків на одного жителя складають відповідно 3 і 120 л/добу [1]. В середньому на кухонні потреби припадає 15-20 % стічних вод від сім'ї, ванну і душ - 20-25 %, змивання унітазу - до 35 %, прання білизни - до 20 %. Стічні води від туалетів і кухонь містять до 75 % загальної кількості забруднень господарсько-побутових стічних вод.

Господарсько-побутові стічні води завжди містять велику кількість мікроорганізмів, які містяться у шлунку і на тілі людини, а також змиваються з одягу, овочів, фруктів, м'яса тощо. Серед цих мікроорганізмів можуть бути і патогенні.

Особливістю господарсько-побутових стічних вод є відносна постійність їх складу, що зумовлюється подібністю фізіології людини і її господарської діяльності.

Виробничі стічні води надзвичайно різноманітні за кількістю і складом, які, у свою чергу, залежать від виду виробництва, сировини і технології, що застосовується. Виробничі стічні води умовно поділяють на три види:

1. Виробничі стічні води, що містять органічні речовини і не містять токсичних речовин (наприклад, стічні води харчових підприємств). Такі стічні води можна скидати в міську каналізацію;
2. Виробничі стічні води, що містять органічні речовини, а також токсичні домішки, що перешкоджають біохімічному окисленню цих органічних речовин (наприклад стічні води шкірзаводів). Такі стічні води піддають локальній очистці з метою видалення токсичних домішок, після чого скидають у міську каналізацію;
3. Виробничі стічні води, що не містять органічних речовин. Такі стічні води у міську каналізацію не приймаються.

Скид виробничих стічних вод у міську каналізацію регламентується правилами прийому виробничих стічних вод в системи каналізації населених пунктів.

Надходження виробничих стічних вод у міську каналізацію може бути рівномірним чи нерівномірним, безперервним або залповим, цілорічним чи сезонним.

Атмосферні стічні води утворюються на території об'єкту, що каналізується, при випаданні дощу, танення снігу і при митті вулиць. Атмосферні стічні води у сучасних містах вміщають крім піску і сміття, що змиваються із бруківок, також і органічні речовини, тому за своїм складом вони часто можуть бути віднесені до слабко забруднених побутових стічних вод.

В залежності від системи каналізації господарсько-побутові і виробничі, або господарсько-побутові, виробничі і атмосферні стічні води надходять у міську каналізаційну мережу, утворюючи міські стічні води. У складі міських стічних вод приблизно 40-60 % - це виробничі стічні води. В кожному населеному пункті розміщуються підприємства різноманітних галузей промисловості, в результаті чого не існує міських стічних вод, абсолютно однакових за складом.

1.2. Класифікація забруднень стічних вод

Стічні води надзвичайно різноманітні за своїм складом, а значить - і за своїми властивостями. Знання складу стічних вод і характеру присутніх домішок є головною умовою, яка дозволяє правильно вибрати методи їх очистки і скласти оптимальну технологічну схему очисних споруд.

Забруднення, що містяться в стічних водах, можуть бути класифіковані за різними ознаками, найважливішими з яких є їх походження і фазово-дисперсний стан.

За своїм **походженням** забруднення поділяються на мінеральні, органічні, біологічні і бактеріальні.

До **мінеральних** забруднень відносять пісок, глинисті частинки, шлак, розчини мінеральних солей, кислот і лугів, мінеральні масла тощо.

Органічні забруднення бувають рослинного і тваринного походження. До забруднень рослинного походження відносяться залишки овочів, фруктів, злаків, паперу тощо. Основним хімічним елементом цього виду забруднень є вуглець. До забруднень тваринного походження відносяться фізіологічні виділення людей і тварин, залишки м'язових і жирових тканин тварин, клейові речовини тощо. Вони характеризуються досить значним вмістом азоту.

Органічні забруднення за хімічним складом поділяють на безазотисті, які містять вуглець, водень і кисень, та на азотовмісні.

Головну частину безазотистих органічних домішок господарсько-побутових стічних вод складають вуглеводи і жири. З вуглеводів у стічних водах найчастіше зустрічаються моносахариди - глюкоза і лактоза (молочний цукор) і дисахарид - сахароза. Компонентами господарсько-побутових стічних вод є також такі полісахариди, як целюлоза і крохмаль, які на відміну від простих вуглеводів не розчиняються у воді. Целюлоза входить до складу оболонок рослинних клітин. У шлунково-кишковому тракті людини вона не розкладається і не засвоюється. У стічних водах целюлоза знаходиться у завислому стані, складаючи значну частину твердої фази.

Жири у стічних водах представлені складними ефірами триатомного спирту - гліцерину і вищих карбонових кислот. До складу їх молекул можуть входити залишки олеїнової, стеаринової, пальметинової й інших кислот. У воді у присутності поверхнево-активних речовин жири гідролізуються з утворенням гліцерину і відповідних кислот.

У господарсько-побутових стічних водах можуть міститися у невеликих кількостях і інші безазотисті органічні сполуки (кислоти, спирти, альдегіди, кетони тощо).

Азотовмісні органічні сполуки представлені у господарсько-побутових стічних водах сечовиною, білками і продуктами їх гідролізу - пептидами та амінокислотами.

Для міських стічних вод кількість забруднень органічного походження досить значна і складає 45-58 %. Мінеральні речовини і забруднення становлять відповідно 42-55 %. Вміст органічних сполук у стоках, що складають господарсько-побутові стічні води, наведений в таблиці 1.1.

Органічні забруднення стічних вод є сприятливим середовищем для розвитку різноманітних мікроорганізмів і бактерій, які складають так зване **біологічне** і **бактеріальне** забруднення стічних вод і зумовлюють їх епідемічну небезпеку.

До біологічних забруднень, що містяться у стічних водах, відносяться найпростіші, водорості, личинки комах, дріжджі, плісняві грибки і яйця гельмінтів (глистів).

Бактеріальні забруднення стічних вод представлені хвороботворними і нехвороботворними бактеріями та вірусами.

Кількість бактерій у стічних водах досить значна. В 1 мл стічних вод міститься від 10^8 до 10^{10} бактерій. За даними проф. С.М.Строганова при кількості бактерій в 1 мл стічних вод 10^8 об'єм бактеріальної маси складає 0,04 % витрати стічних вод.

Знання хімічної природи забруднень не дає однак повного уявлення про властивості цих домішок, поведінка яких у водному середовищі в процесі очистки в значній мірі залежить від їх **фазово-дисперсного стану**. В свою чергу фізико-хімічний стан домішок в значній мірі визначається їх дисперсні-

Таблиця 1.1.

Вміст органічних сполук у стоках, що складають господарсько-побутові стічні води [1], г/л

Органічна сполука	Банно-пральні стоки	Кухонні води	Сеча	Фекалії
Жири	0,058-0,080	0,6-2,0	-	27,7-32,8
У тому числі за кислотами:				
олеїновою	0,023-0,053	0,370-1,070	-	-
пальметиновою	0,016-0,032	0,200-0,700	-	-
стеариновою	0,005-0,009	0,070-0,190	-	27,7-32,8
Мила	0,060-0,180	-	-	6,5-11,75
У тому числі:				
стеарат натрію	0,060-0,180	-	-	-
за жирними кислотами	-	-	-	6,5-11,75
Сечовина	-	-	15,6-32,9	-
Креатин	-	-	0,42-1,33	-
Гіпурова кислота	-	-	0,07-1,75	-
Сечова кислота	-	-	0,14-0,84	-
Інші амінокислоти	-	-	0,13-0,21	-
Лимонна кислота	-	-	0,14-0,7	-
Феноли	-	-	0,01-0,3	-
Крохмаль (за глюкозою)	-	-	-	1,5-33,75
Зв'язані жирні кислоти	-	-	-	21,63-35,87

Значення концентрацій наведені виходячи із наступних питомих витрат стічних вод в розрахунку на одного жителя: банно-пральні - 120 л/добу, кухонні води - 3 л/добу, сеча - 1,2 л/добу.

Національний університет водного господарства та природокористування

стю, яка зумовлює здатність утворювати з водою гетерогенні чи гомогенні системи.

Згідно відомої класифікації домішок за їх фазово-дисперсним станом, розробленої академіком Л.А.Кульським, усі домішки стічних вод незалежно від їх природи поділені на чотири групи відповідно до розмірів частинок.

Першу групу домішок складають нерозчинні речовини, що знаходяться у воді у вигляді крупних завислих частинок діаметром більше десятих часток міліметра, а також у вигляді суспензії, емульсії і піни (частинки розміром від десятих часток міліметра до 0,1 мкм). Нерозчинні домішки можуть бути органічної чи неорганічної природи, до цієї ж групи відносяться біологічні забруднення, а також бактерії. Домішки першої групи утворюють з водою гетерогенні кінетично нестійкі системи. В певних умовах ці домішки можуть випадати в осад чи спливати на поверхню води. Значна частина домішок першої групи може бути видалена з води в результаті гравітаційного осадження.

Другу групу домішок складають речовини колоїдного ступеня дисперсності з розміром частинок від 0,1 до 0,001 мкм. Домішки цієї групи утворюють з водою гетерогенну систему з особливими молекулярно-кінетичними властивостями і представлені у переважній більшості гідрофільними (легко змочуваними) колоїдами та органічними речовинами з великою молекулярною вагою (клітковина, целюлоза, крохмаль), білками (альбумін, гемоглобін, казеїн молока, тваринний і рибний клей), милами, більшістю органічних барвників. Гідрофобних колоїдів (глина, гідроксиди заліза і алюмінію тощо) у стічних водах дуже мало. Із бактеріальних забруднень до цієї групи відносять віруси.

Домішки третьої групи знаходяться у вигляді молекулярно-дисперсних частинок діаметром менше 0,001 мкм. Вони утворюють у воді істинні розчини. Домішки цієї групи надзвичайно різноманітні за своїм складом і визначають своєю присутністю ряд показників якості стічних вод, таких як запах, забарвлення, БПК, ХПК. Для очистки стічних вод від цих домішок використовують біологічні і фізико-хімічні методи.

Домішки четвертої групи мають розміри частинок менше 0,0001 мкм, що відповідає іонному ступеню дисперсності. Це головним чином луги, кислоти і їх солі. Деякі з них, зокрема амонійні солі і фосфати, частково вилучаються із стічних вод у ході біологічної очистки на міських очисних спорудах. Для зменшення мінералізації стічних вод застосовують досить складні фізико-хімічні методи: іонний обмін, зворотний осмос і інші.

Слід підкреслити, що при складанні технологічної схеми очистки стічних вод послідовність технологічних прийомів для вилучення окремих груп

Національний університет водного господарства та природокористування

домішок завжди чітко відповідає порядку зменшеннях їх розмірів (зростанню дисперсності).

Розподіл мінеральних і органічних домішок за ступенем дисперсності за даними проф. С.М.Строганова наведений у табл. 1.2. У розчині знаходиться біля 35 %, в колоїдному стані - 14 % і у грубодисперсному стані - 51 % усіх органічних забруднень стічних вод. При освітленні стічних вод в осад випадає біля 26 % органічних речовин і відповідно 74 % лишається в освітлених стічних водах.

Таблиця 1.2.

Вміст мінеральних і органічних забруднень в побутових стічних водах [2]

Забруднення	Розподіл, %			
	нерозчинні (осад)	у вигляді суспензі1	колоїдні	розчинні
Мінеральні	5	5	2	30
Органічні	15	15	8	20

Слід особливо підкреслити, що до складу органічних і мінеральних речовин, що містяться у міських стічних водах, входять вуглець, а також основні біогенні елементи: азот, фосфор, калій, натрій, кальцій, сірка й ін. Наявність біогенних елементів дозволяє порівняно легко очищати міські стічні води біологічними методами з використанням мікроорганізмів.

Національний університет водного господарства та природокористування

1.3. Основні показники ступеня забруднення стічних вод

Аналіз стічних вод необхідний для визначення методу їх очистки, можливості випуску у водойми, наявності в них цінних чи токсичних домішок. Різноманітність складу стічних вод і неможливість визначення кожної забруднюючої речовини робить необхідним використання групових (сумарних) показників, які характеризують певні властивості води без ідентифікації окремих речовин. Наприклад, визначення органолептичних показників (запах, забарвлення) дозволяє уникнути кількісного визначення у воді кожної речовини, що має запах чи надає воді забарвлення. Однак у перелік обов'язкових аналізів на міських очисних спорудах включається визначення концентрацій специфічних домішок, які надходять у міську каналізаційну мережу від промислових підприємств.

Санітарно-хімічний аналіз міських стічних вод передбачає визначення наступних показників: температура, забарвлення, запах, величина pH, прозорість, сухий залишок і втрати при прокалюванні, твердий залишок і втрати при прокалюванні, завислі речовини і втрати при прокалюванні, осідаючі речовини за об'ємом і за масою, перманганатна окислюваність, хімічна потреба в кисні ХПК, біохімічна потреба в кисні БПК, азот (загальний, амо-

нійний, нітритний, нітратний), фосфати, хлориди, сульфати, важкі метали й інші токсичні елементи, поверхнево-активні речовини ПАР, нафтопродукти, розчинений кисень, мікробне число, бактерії групи кишкової палички, яйця гельмінтів.

Вміст речовин, які знаходяться у стічних водах у вигляді іонів, прийнято виражати в іонній (мг/л) чи еквівалентній (мг-екв/л) формах. Повний санітарний аналіз здійснюється на міських очисних спорудах один раз на 10 діб. Для стічних вод, склад яких достатньо вивчений, виконують скорочений аналіз, який дозволяє отримати лише загальні уявлення про зміни, що відбуваються в процесі очистки стічних вод. Скорочений аналіз включає визначення pH, прозорості, завислих речовин, перманганатної окислюваності і розчиненого кисню.

В Україні діють керівні нормативні документи Міністерства екології та природних ресурсів КНД 211.1.0.009-94 «Гідросфера. Відбір проб для визначення складу і властивостей стічних та технологічних вод» та КНД 211.1.2.008-94 «Гідросфера. Правила контролю складу і властивостей стічних та технологічних вод», якими встановлені правила відбору і зберігання проб, а також переліки показників якості, які встановлюються при повному чи скороченому аналізі стічних вод.

Склад стічних вод, що надходять на очисні споруди, досить суттєво змінюється протягом годин доби і по днях тижня (див. розділ 1.4). Тому для оцінки якості стічних вод аналізують середньодобові проби, складені із рівних чи пропорційних витраті (що більш точно) об'ємів води, які відбираються щогодини. Проби відбирають з глибини 0,5 м від поверхні води, тому важкі і плаваючі домішки в неї не потрапляють. Більш точне відбирання середньодобової проби стічних вод досягається за допомогою автоматичних пробовідбірників.

Температура стічних вод є важливим чинником, що суттєво впливає на процеси їх очистки.

Функцією температури є в'язкість води. Чим вища температура, тим менша в'язкість води і тим більша швидкість осадження завісі. Тому температура - один із визначальних чинників процесу осадження. Важливе значення має температура і для процесів біологічної очистки, оскільки від неї безпосередньо залежать швидкість біохімічних реакцій і розчинність кисню у воді. При зниженні температури біологічна очистка стічних вод погіршується: при температурі меншій 9 °С відбувається різке уповільнення біохімічних процесів; при температурі меншій 6 °С біохімічні процеси практично повністю припиняються. З іншої сторони, при зниженні температури збільшується розчинність кисню у воді, що враховується при розрахунку аераційного обладнання.

Температуру стічних вод вимірюють безпосередньо при відбиранні проби термометрами з проділками 0,1 °С. Температура міських стічних вод знаходиться звичайно в межах 8-30 °С і змінюється за сезонами року, протягом тижня, протягом доби. Мінімальні температури стічних вод спостерігаються у лютому-березні. Основними чинниками, що впливають на температуру стічних вод, є ступінь благоустрою будівель, наявність гарячого водопостачання, наявність нагрітих виробничих стічних вод, що скидаються у міську каналізацію, вид джерела водопостачання (поверхневі, підземні), кліматичні умови.

Забарвлення - один із органолептичних показників якості стічних вод, що залежить від їх складу. Господарсько-побутові стічні води мають звичайно слабке забарвлення жовтувато-бурого чи сіруватого кольору. Зміна забарвлення стічних вод, що надходять на очистку, може свідчити про наявність значної кількості виробничих стічних вод, їх бродіння у каналізаційній мережі тощо.

Забарвлення визначають у попередньо профільтрованих пробах у циліндрах з безбарвного скла, позначаючи її якісно як безбарвну, слабкожовту, червонувату, бурувату тощо. Для забарвлених стічних вод визначають ступінь розбавлення (дистильованою водою) до до зникнення забарвлення у стовпчику води висотою 10 см. Результат записують як відношення об'ємів проби стічної води і води дистильованої, взятої для розбавлення (наприклад, 1:20, 1: 200 тощо).

Запах - органолептичний показник, який характеризує наявність у воді пахучих летких речовин. Звичайно запах виявляють якісно при відкриванні проби і описують як фекальний, гнилісний, гасовий, фенольний, сірководневий тощо. Якщо запах ідентифікувати важко, то визначення повторюють після підігрівання проби до 65 °С. Інтенсивність запаху визначають за п'ятибальною шкалою.

Зростання інтенсивності чи поява нового запаху можуть свідчити про залпові скиди виробничих стічних вод чи про приєднання до каналізаційної мережі нових промислових об'єктів.

Звичайно **активну реакцію** стічних вод виражають через pH, тобто концентрацію іонів водню, що визначається величиною від'ємного логарифма цієї концентрації. Крім того реакцію стічних вод можна встановити через такі показники, як кислотність чи лужність, які визначаються в мг-екв/л.

Господарсько-побутові стічні води мають слабколужну реакцію (pH 7,2-7,8). Однак суміш господарсько-побутових і виробничих стічних вод може мати інші значення pH. Крім того, pH стічних вод може змінюватись в меншу сторону при розвитку в них анаеробних процесів (закисання стічних вод).

Величина pH суттєво впливає на хід процесів біохімічного окислення органічних забруднень стічних вод. Для розвитку більшості бактерій оптимальною є pH середовища 7-8. Ці ж межі pH є оптимальними і для роботи біологічних очисних споруд. Тому pH, а також кислотність і лужність стічних вод постійно контролюються при роботі біологічних очисних споруд. Особливо небезпечним є зниження pH менше 6,5, що може призвести до загибелі мікроорганізмів і виходу з ладу очисних споруд.

Правилами прийому стічних вод у міську каналізацію величина pH нормується у межах 6,5-8,5. Цей же інтервал pH нормується і для стічних вод, що надходять на міські очисні споруди, а також для стічних вод, що скидаються у водойми.

Прозорість характеризує загальну забрудненість стічної води нерозчинними і колоїдними домішками без ідентифікації виду забруднень. Дві проби води з різним співвідношенням в них нерозчинних і колоїдних домішок можуть мати однакове значення цього показника. Прозорість визначається висотою шару води (см) у циліндрі з плоским дном, через який можна прочитати текст, надрукований шрифтом Снеллена № 1. Прозорість міських стічних вод звичайно складає 1-3 см, а після очистки зростає до 15 см і більше.

Сухий залишок характеризує загальну забрудненість води домішками, які знаходяться у нерозчинному, колоїдному і розчинному стані. Визначається випарюванням натуральної проби стічних вод на водяній бані і наступним висушуванням при 105 °С. Однак при такій обробці втрачаються гази, а також легко леткі речовини, які були у стічних водах чи утворилися в результаті розпаду домішок. Прожарюванням сухого залишку при температурі 600 °С визначають втрати при прожарюванні. Цей показник дозволяє встановити співвідношення між органічною частиною, яка вигоряє в процесі прожарювання, і неорганічною частиною у загальній масі забруднень.

Як контрольний аналіз сухий залишок визначається рідко. Але цей показник виявляється дуже важливим у тих випадках, коли необхідно визначити співвідношення між хімічними елементами у складі органічних забруднень стічних вод, яке визначається методом спалювання.

Щільний залишок визначається аналогічно до сухого залишку, але із фільтрованої проби, і характеризує сумарну кількість розчинних органічних і неорганічних речовин у стічній воді. Втрати при прожарюванні щільного залишку дозволяють встановити співвідношення органічних і неорганічних розчинних речовин.

Співвідношення втрат при прожарюванні сухого і щільного залишків для міських стічних вод показує, що у процентному відношенні дещо більша частина органічних домішок знаходиться у нерозчинному стані, а дещо більша мінеральних - у розчині.

Завислі речовини є одним із найважливіших показників забрудненості стічних вод, який використовується при проектуванні відстійників, дозволяє оцінити кількість осадів, що утворюються в процесі очистки, є одним із головних нормативів при визначенні необхідного ступеня очистки стічних вод.

Концентрація завислих речовин визначається як віднесена до одного літра маса речовин, висушених до постійної ваги при температурі 105 ^{O}C, які затримуються при фільтруванні стічних вод на знезоленому паперовому фільтрі. Необхідно розуміти, що концентрація завислих речовин менша концентрації нерозчинних речовин у стічних водах, що пояснюється двома причинами. По-перше, розмір пор знезоленого паперового фільтра складає 1 мкм, тобто через цей фільтр проходять частинки діаметром від 0,1 до 1 мкм**,** які відносяться до нерозчинних. По-друге, при відбиранні проб стічних вод з трубопроводів чи каналів не завжди вдається відібрати речовини, що плавають чи переміщаються вздовж дна (пісок, шматки органічних речовин тощо).

Концентрація завислих речовин у стічних водах, що надходять на міські очисні споруди, коливається в досить широких межах - від 100 до 250 мг/л (середньомісячні величини). В освітлених у первинних відстійниках стічних водах концентрація завислих речовин складає 60-150 мг/л, в біологічно очищених стічних водах - 7-20 мг/л, у воді після піщаних фільтрів - 1,0-3,0 мг/л.

Слід відмітити, що в процесі очистки стічних вод змінюється природа завислих речовин. Якщо на вході очисних споруд завислі речовини представлені осаджуваними і неосаджуваними частинками неокислених забруднень стічних вод, то в очищеній стічній воді завислі речовини являють собою живі організми активного мулу, які порівняно легко відділяються від води.

Втрати про прожарюванні завислих речовин прийнято називати зольністю і виражати у відсотках. В осаді побутових стічних вод маса золи складає від 20 до 30 %, а маса беззольної (органічної) речовини - від 70 до 80 *%.* Змішування побутових стічних вод з виробничими може значно змінити зольність осаду в ту чи іншу сторону.

Осаджувані речовини - це частина завислих речовин, які випадають в осад при відстоюванні стічних вод протягом 2 год у скляних посудинах об'ємом не менше 0,5 л у стані спокою. Визначаються за об'ємом у мл на 1 л стічної води у циліндрах Лисенка чи за масою у мг/л.

Цей показник характеризує здатність завислих речовин до осадження і дозволяє оцінити максимальний ефект освітлення і максимально можливий об'єм утворюваного осаду при відстоюванні в умовах спокою. Для стічних вод різних міст кількість осаджуваних речовин складає 60-75 *%* кількості завислих речовин.

Окислюваність є непрямим показником, який характеризує ступінь забруднення стічних вод органічними речовинами. Він характеризує не кількість органічних речовин у стічних водах, а кількість кисню, що використовується на окислення цих речовин: хімічним шляхом з використанням сильного окислювача (ХПК), хімічним шляхом з використанням слабкого окислювача (перманганатна окислюваність чи просто окислюваність) і біологічним шляхом в аеробних умовах (БПК). Результати визначення окислюваності незалежно від виду окислювача виражають в мг O_2/л. При вивченні складу стічних вод, як правило, нехтують вмістом окислюваних неорганічних речовин, вміст яких у більшості випадків дуже малий.

Хімічна потреба в кисні ХПК є кисневим еквівалентом загальної кількості у стічних водах органічних речовин. При цьому їх окислення у присутності концентрованої сірчаної кислоти здійснюється біхроматом калію $K_2Cr_2O_7$, по зменшенню концентрації якого і визначається ХПК. Як каталізатор окислення важкоокислюваних речовин використовується сульфат срібла. У сильнокислому середовищі відбувається окислення біхроматом калію розчинних, колоїдних і нерозчинних органічних домішок з переводом вуглецю С у CO_2, водню Н у H_2O, фосфору Р в P_2O_5, сірки S у SO_2, а азот перетворюється в амонійну сіль. Однак і у цих жорстких умовах ступінь окислення органічних речовин звичайно складає 95-98 %, тобто невелика частина органічних речовин залишається повністю чи частково неокисленою. При визначенні ХПК не окислюються такі речовини, як піридин, нікотинова кислота, бензол і його гомологи, парафін тощо. Однак у міських стічних водах ці сполуки звичайно відсутні, і тому вважається, що ХПК досить точно оцінює ступінь забруднення стічних вод органічними сполуками. Проте експериментально визначена ХПК, як правило, нижча від її теоретичного значення, що визначається за стехіометричним рівнянням окислення органічної речовини.

Величина ХПК неочищених міських стічних вод коливається в межах 300-600 мг/л, біологічно очищених - 50-200 мг/л, після доочистки і хлорування 10-20 мг/л.

Перманганатна окислюваність є кисневим еквівалентом кількості легкоокислюваних органічних сполук, бо перманганат калію $KMnO_4$ - слабкий окислювач і тому він окислює лише ці органічні речовини і, як правило, окислення йде не до кінця. Головна цінність цього показника - швидкість і простота визначення. При аналізі стічних вод великого значення перманганатна окислюваність не має і використовується головним чином для отримання порівняльних даних.

Окислюваність неочищених міських стічних вод складає 50-80 мг/л, біологічно очищених - 20-30 мг/л, після споруд доочистки - 4-8 мг/л.

Біохімічна потреба в кисні БПК є кисневим еквівалентом ступеня забрудненості стічних вод біохімічно окислюваними органічними речовина-

ми. При визначенні БПК окислення органічних речовин відбувається розчиненим у воді киснем, а окислення здійснюють аеробні бактерії, для яких ці органічні речовини є повноцінним джерелом живлення. При цьому частина використаних органічних речовин витрачається на енергетичні потреби, а інша частина - на синтез тіла клітини. Органічні речовини, що використовуються на енергетичні потреби, окислюються клітиною до кінця, тобто до CO_2 і H_2O, а азот перетворюється в амонійну сіль. Продукти окислення - метаболіти, виводяться із клітини у зовнішнє середовище. Реакції синтезу клітинної речовини також відбуваються за участю кисню. Кількість кисню, необхідна мікроорганізмам на весь цикл реакції синтезу і отримання енергії, і є власне БПК. В результаті життєдіяльності бактерій стічна вода очищається від вмі-щених у ній органічних домішок, однак у ній залишаються деякі органічні речовини, малодоступні чи взагалі недоступні бактеріям для засвоєння, і, крім цього, вода отримує нові забруднення - органічні чи неорганічні метаболіти.

Оскільки визначення БПК є біохімічним процесом, то природно, що на його хід впливають кількість і активність мікроорганізмів, температура, інтенсивність перемішування та інші чинники. Тому умови визначення БПК повинні бути так чітко окреслені, щоб отримані результати можна було порівнювати між собою. З цією метою прийнято, що інкубація здійснюється при температурі 20 °С, у темряві (для запобігання розвитку водоростей), мікроорганізми повинні бути пристосовані до розкладу органічних сполук, а їх кількість на початку інкубації повинна бути незначною, щоб забезпечити їх вільне розмноження.

За означенням, величина БПК не включає витрату кисню на нітрифікацію, тобто на окислення амонійного азоту спочатку до нітритів, а потім і до нітратів. Цей процес здійснюється під дією специфічних нітрифікуючих мікроорганізмів і починається тоді, коли переважна частина органічних речовин вже окислена, але все ж деяка частина - біологічно найбільш жорсткі, ще залишаються у розчині (рис. 1.1). При визначенні БПК в неочищених міських стічних водах нітрифікація розпочинається приблизно на 10-12 добу, а в біологічно очищених стічних водах - раніше ніж через 5 діб. Тому при виконанні аналізів для запобігання похибки за рахунок нітрифікації у проби добавляють

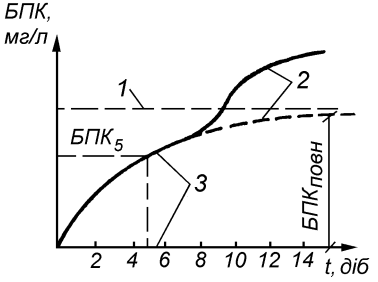


Рис. 1.1. Графічне визначення $БПК_{повн}$: 1 - $БПК_{повн}$; 2 - споживання кисню на нітрифікацію амонійного азоту; 3 - споживання кисню на окислення органічних речовин

спеціальні речовини - інгібітори нітрифікації (наприклад, тіосечовину й ін.).

Зазвичай БПК визначають методом розбавлення, суть якого полягає у наступному. Одну частину стічної води змішують з n частинами розбавляючої води, приготовленої на основі дистильованої води з добавками, які включають біогенні елементи, інгібітори нітрифікації, а також бактеріальну затравку. Суміш насичують киснем і розливають у три герметичні кисневі склянки. В одній з них зразу ж визначають розчинений кисень, а дві інші інкубують в термостаті при температурі 20 °С протягом 5 діб і більше, після чого в них також визначають розчинений кисень. Попереднє розбавлення проби необхідне через обмежену розчинність кисню у воді, яка складає 9,17 мг/л при температурі 20 °С. Різниця, на яку зменшується концентрація кисню за період інкубації проби, помножена на ступінь розбавлення n, складає величину $БПК_t$, де t - тривалість інкубації проби, діб.

Біохімічне окислення різних органічних речовин відбувається із різною швидкістю. До легкоокислюваних - «біологічно м'яких» речовин, відносять формальдегід, глюкозу, мальтозу, нижчі аліфатичні спирти, фенол, фурфурол і ін. До повільно окислюваних - «біологічно жорстких» речовин, відносять тимол, гідрохінон, сульфанол НП-1, неіоногенні ПАР і ін. Середнє місце займають крезоли, нафтоли, ксиленоли, резорцин, пірокатехін, аніонактивні ПАР і ін. [3]. Процес біохімічного окислення в залежності від виду окислюваних сполук може бути порівняно коротким (2-3 доби) , але може тривати і декілька десятків і навіть більше 100 діб. Тому визначення БПК стічних вод необхідно здійснювати до кінця, тобто до того часу, коли вміст кисню в пробі практично перестане змінюватись. Таким чином визначають повну біохімічну потребу у кисні чи, як прийнято позначати, $БПК_{повн}$.

Окислення органічних забруднень міських стічних вод також нерівномірне, спочатку воно відбувається дуже інтенсивно, поступово уповільнюючись до кінця. Встановлено, що за першу добу витрачається 21 % кисню від його загальної потреби, через 5 діб - 87,5 %, через 20 діб - 99 %, повне окислення наступає лише через 100 діб. Тому для практичних потреб при дослідженні міських стічних вод прийнято, що $БПК_{20}=БПК_{повн}$. Оскільки вести оперативний контроль за роботою очисних споруд, отримуючи результати через 20 діб, практично неможливо, то виконують визначення 5-добової біохімічної потреби в кисні $БПК_5$, що прийнята як стандартна у багатьох країнах світу (у Фінляндії - $БПК_7$).У цьому випадку величину $БПК_{повн}$ можна визначити за співвідношенням

$$БПК_5 = 0{,}875 БПК_{повн}.$$

Оскільки біохімічна потреба в кисні може визначатися для різної тривалості періоду інкубації проби ($БПК_5$, $БПК_7$, $БПК_{20}$, $БПК_{повн}$ тощо), то звідси БПК - це кількість кисню, яка витрачається для біохімічного окислення органічних забруднень за певний інтервал часу.

Слід розуміти, що $БПК_{повн}$ - об'єктивна величина, яка характеризує ступінь забруднення води. Тривалість періоду інкубації, що забезпечує отримання $БПК_{повн}$, залежить від умов інкубації, але величина $БПК_{повн}$ від цих умов не залежить. В той же час $БПК_5$ - лише невизначена частина $БПК_{повн}$, яка залежить від характеру окислюваних забруднень і умов інкубації проби. Величина $БПК_{повн}$ практично повністю співпадає з дійсною витратою кисню на процес очистки в діючих спорудах, оскільки в кисневих склянках в період інкубації протікають ті самі біохімічні процеси, що і при очистці стічних вод. Різниця полягає лише в кількості мікроорганізмів в цих системах: в кисневих склянках вона складає мікрокількості, а в спорудах - макрокількості, тому у першому випадку процес триває декілька діб, а у спорудах - декілька годин. Таким чином, величина $БПК_{повн}$ - важливіша характеристика стічних вод при розрахунку будь-якого біоокислювача.

Лабораторне визначення БПК здійснюється, як правило, у пробі стічної води, відстояної протягом 2 год, в якій залишаються неосаджувані завислі речовини, колоїдні і розчинні домішки. Це робиться тому, що величина БПК необхідна передусім для розрахунку споруд біологічної очистки стічних вод, на яку надходять попередньо освітлені стічні води. Можливе також визначення БПК у неосвітленій (збовтаній) та у фільтрованій пробах.

Для неочищених міських стічних вод $БПК_{повн}$ складає 300-500 мг/л, для біологічно очищених - 15-20 мг/л і 3-6 мг/л для доочищених стічних вод. Разом із концентрацією завислих речовин $БПК_{повн}$ використовується для загальної орієнтовної оцінки ступеня забруднення стічних вод. Якщо ці два показники не перевищують 100 мг/л, то стічні води вважаються слабкозабрудненими, якщо знаходяться у межах 100-500 мг/л - то середньозабрудненими, якщо перевищують 500 мг/л - то стічні води вважаються концентрованими.

За співвідношенням величин окислюваності можна судити про наявність у стічних водах легко- чи важкоокислюваних речовин. Так, різниця між результатом визначення окислюваності в жорстких (ХПК) і м'яких (перманганатна окислюваність) умовах показує вміст у воді важкоокислюваних речовин. Кількість органічних домішок, які не піддаються біохімічному окисленню, можна оцінити різницею ХПК - $БПК_{повн}$. А відношення величин $БПК_{повн}$ і ХПК характеризує здатність домішок стічних вод до біохімічного окислення. Вважається, що біологічна очистка стічних вод доцільна при $БПК_{повн}/ХПК > 0,5$ і недоцільна при $БПК_{повн}/ХПК < 0,5$. Для господарсько-побутових стічних вод $БПК_{повн}/ХПК=0,86$, чи

$$БПК_{повн} = 0,86 ХПК,$$

а для виробничих - змінюється в широких межах, але, як правило, є нижчим, ніж для господарсько-побутових. Для стічних вод, які пройшли споруди біологічної очистки, співвідношення $БПК_{повн}/ХПК$ суттєво зменшується.

Для різних органічних речовин і різних видів стічних вод отримується різне співвідношення між значеннями ХПК, перманганатної окислюваності і БПК (табл. 1.3). Однак у будь якому випадку значення перманганатної окислюваності менше ХПК, а ХПК, в свою чергу, завжди більше $БПК_{повн}$ і, тим більше, $БПК_5$.

Таблиця 1.3.

Потреба в кисні на окислення деяких органічних речовин [5]

Органічна речовина	Теоретична потреба в кисні	Потреба в кисні (мг/л), встановлена як			Загальний органічний вуглець
		перманганатна окислюваність	ХПК	$БПК_5$	
Молочна кислота	1067	260	970	540	400
Глюкоза	1067	600	990	580	400
Лактоза	1122	390	920	580	421
Крохмаль	1185	120	990	680	444
Фенол	2383	2360	2340	1700	766
Казеїн	1410	150	1150	580	560

Усі три розглянуті вище показники грунтуються на окисленні органічних сполук. Останнім часом для встановлення кількості органічних забруднень стічних вод знаходить застосування також такий показник, як загальний органічний вуглець, визначення якого здійснюється шляхом аналізу газів, що утворюються при спалюванні проби.

Азот міститься в стічних водах у вигляді органічних і неорганічних сполук. В міських стічних водах головну частину органічних азотистих сполук складають речовини білкової природи - фекалії і харчові відходи. Неорганічні сполуки азоту представлені відновленими NH_4^+ і NH_3 і окисленими NO_2^- і NO_3^- формами. Значна кількість амонійного азоту утворюється при гідролізі сечовини, яка є кінцевим продуктом азотного обміну людини. До утворення сполук амонію приводить також і процес амоніфікації білкових сполук. В неочищених міських стічних водах концентрація амонійного азоту складає 15-60 мг/л, а нітрити і нітрати, як правило, відсутні. Для отримання уявлення про баланс азотистих речовин в стічних водах визначають загальний азот.

В процесі біологічної очистки стічних вод амонійний азот частково перетворюється в білковий азот біомаси мікроорганізмів і в певних умовах може окислюватися до нітритного і нітратного, що свідчить про високу ефективність біологічного процесу, оскільки нітрифікація амонійного азоту розпочинається лише після глибокого вилучення органічних забруднень. В свою чергу, в результаті процесу біохімічної денітрифікації нітритний і нітратний азот можуть відновлюватись до молекулярного, який надходить в атмосферу.

Вміст **фосфатів** у міських стічних водах знаходиться в межах 5-10 мг/л і зумовлюється фізіологічними виділеннями людей, відходами господарської діяльності людини і деякими видами виробничих стічних вод. В очищених стічних водах вміст фосфатів складає 1,5-5 мг/л. В останні роки вміст фосфатів в стічних водах різко збільшується, тому що до 40 % маси багатьох синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) складають поліфосфати.

Вміст азоту і фосфору має особливе значення для біологічної очистки стічних вода. Азот і фосфор є біогенними елементами, тобто входять до складу живих бактеріальних клітин. При їх недостатній кількості біологічна очистка стічних вод може гальмуватися, а при повній відсутності - стає взагалі неможливою. У відповідності до СНиП 2.03.04-85 співвідношення $БПК_{повн}$:N:P повинно відповідати 100:5:1.

Вміст **хлоридів** і **сульфатів** у господарсько-побутових стічних водах незначний і зумовлюється їх вмістом у водопровідній воді. Однак у виробничих стічних водах їх може міститися значно більше, тому у суміші господарсько-побутових і виробничих стічних вод, яка надходить на очисні споруди, вміст хлоридів і сульфатів складає відповідно біля 180-300 і 80-160 мг/л.

На міських очисних спорудах вміст хлоридів і сульфатів практично не змінюється, а їх концентрації у стічних водах не мають суттєвого значення ні для фізико-хімічних, ні для біологічних процесів очистки води. Хлориди не впливають на біохімічні процеси навіть при концентраціях до 10 г/л, але для запобігання засоленню водойм, у які відводяться стічні води, скид високомінералізованих виробничих стічних вод у міську каналізацію заборонений.

До групи **важких металів** відносять залізо, нікель, мідь, свинець, цинк, кобальт, кадмій, хром, ртуть; до **інших токсичних елементів**, що не є важкими металами, - миш'як, сурму, бор, алюміній тощо.

Джерело важких металів - виробничі стічні води машинобудівних заводів, підприємств електронної, приладобудівної й інших галузей промисловості. В стічних водах важкі метали містяться у вигляді іонів і комплексів з неорганічними та органічними речовинами. При скиданні виробничих стічних вод у міську каналізацію і при надходженні їх на споруди аеробної чи анаеробної біологічної очистки необхідно, щоб у суміші вміст кожного елементу не перевищував порогових концентрацій для запобігання порушенню бактеріального метаболізму.

Порогові чи гранично-допустимі концентрації (ГДК) згадуваних забруднень досить малі. Наприклад, ГДК свинцю для споруд аеробної біологічної очистки складає 0,1 мг/л, хрому тривалентного - 2,5 мг/л, цинку - 1 мг/л. При цьому слід враховувати, що при одночасній присутності у воді декількох токсичних елементів їх дія може посилюватись чи послаблюватись.

Синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР) - це органічні сполуки, що складаються з двох частин: гідрофобної і гідрофільної. Гідрофо-

бна частина СПАР звичайно з'єднана з однією гідрофільною групою. В залежності від фізико-хімічних властивостей гідрофільної частини СПАР поділяються на чотири основні типи: аніоноактивні, катіоноактивні, неіоногенні і амфотерні.

Поява СПАР у стічних водах зумовлена широким їх використанням у побуті і промисловості в якості миючих засобів, а також змочуючих, емульгуючих, вирівнюючих і знезаражуючих препаратів. Аніоноактивні речовини складають приблизно 75 % виробництва СПАР, друге місце за випуском і використанням складають неіоногенні СПАР. У міських стічних водах знаходять СПАР саме цих двох типів.

Наявність СПАР у стічних водах знижує здатність завислих речовин до осадження, гальмує біохімічні процеси, сприяє утворенню піни у спорудах і водоймах. Наявність СПАР у воді водойм погіршує процеси їх самоочищення, ускладнює наступне їх використання для водопостачання населених пунктів і промислових підприємств.

Як було прийнято на Міжнародному симпозіумі у Гаазі (1968), при аналізі води під терміном **«нафтопродукти»** розуміють суму неполярних і малополярних сполук, розчинних у гексані, тобто суму аліфатичних, аліциклічних і ароматичних вуглеводнів. Вміст нафтопродуктів у воді водойм жорстко нормується. Концентрація нафтопродуктів у стічних водах, що скидаються у міську каналізацію, встановлюються з урахуванням їх вилучення на міських очисних спорудах, ефективність якого складає 80-90 %. У більшості випадків концентрація нафтопродуктів у міських стічних водах складає 5-15 мг/л.

В забруднених стічних водах **розчинений кисень** як правило відсутній, чи його концентрація не перевищує 0,5-1 мг/л. Для нормальної життєдіяльності мікроорганізмів-біоокислювачів мінімальний вміст розчиненого кисню складає 2 мг/л. Вміст розчиненого кисню в очищених стічних водах є нормованим показником і складає не менше 4 мг/л, якщо водойма відноситься до об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового водокористування, і 6 мг/л, якщо стічні води скидаються у водойму рибогосподарського водокористування.

Показники забруднення стічних вод, що надходять на очисні споруди деяких міст, наведені у таблиці 1.4.

Санітарно-бактеріологічні показники включають: визначення загальної кількості аеробних сапрофітів (мікробне число), бактерій групи кишкової палички (БГКП) і аналіз на яйця гельмінтів.

Мікробне число є оцінкою загального обсіменіння стічних вод мікроорганізмами і є непрямою характеристикою ступеня забруднення води органічними речовинами - джерелами живлення аеробних сапрофітів. Цей показник для міських стічних вод коливається в межах 10^6-10^8.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 1.4.

Склад міських стічних вод

Концентрації забруднень стічних вод	Літературне джерело чи місто			
	[6]	[1]	м. Новосибірськ [1]	[9]
pH			7,3-7,5	6,5-8,0
Сухий залишок, мг/л	800			400-2000
Завислі речовини, мг/л	250	170-300	82-158	100-800
Загальний азот, мг/л	45			20-110
Амонійний азот, мг/л	30	20-30	15-29	35
Нітрити, мг/л		0,5-2,0	0,02-0,1	0-2
Нітрати, мг/л		2-5	0,6-2,0	0-2
Фосфати, мг/л	15	2-10	1,4-5,17	5-30
Хлориди, мг/л	35		37-52	
Сульфати, мг/л			37-74	
ПАР, мг/л	10	1,5-5	0,48-7,7	
$БПК_{повн}$, мг/л	280			
$БПК_5$,мг/л	200	150-300	70-104	100-600
Окислюваність, мг/л		30-60	38-54	
ХПК, мг/л		200-400	304-400	200-1300
Зольність, %:				
сухого залишку	45			
завислих речовин	25			
Нафтопродукти, мг/л		4-9		

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Стічна вода - найбільш небезпечний у санітарно-епідемічному відношенні водний об'єкт. Ступінь забруднення води патогенними мікроорганізмами оцінюють опосередковано за присутністю у воді БГКП, які відносяться до родів Escherichia, Citrobacter, Enterobacer, Klebziela. Найбільше санітарно-показове значення має рід Escherichia (переважно E.coli). Наявність коліформ у воді свідчить про її фекальне забруднення, а їх число дозволяє оцінити ступінь цього забруднення. У стічних водах, що надходять на очисні споруди, кількість E.coli складає 100-400 тисяч на 1 мл і надалі суттєво зменшується в процесі механічної і біологічної очистки і, особливо, знезаражування.

При оцінці санітарно-епідемічної небезпеки стічних вод визначають також вміст **яєць гельмінтів**. Цей показник характеризує загальну і видову ураженість населення гельмінтозами і дозволяє оцінити рівень санітарного стану населеного пункту. У стічній воді найчастіше зустрічаються яйця аскарид. На їх частку припадає біля 92 % від загального числа яєць гельмінтів.

Ефективність дегельмінтизації на спорудах механічної очистки складає 40-50 %, біологічної - 85-100 %, доочистка на вугільно-піщаних фільтрах дає стійкий 100 %-ий ефект.

Національний університет
та природокористування

1.4. Зміна складу стічних вод

Кількість стічних вод та показники їх якості визначаються життєвим циклом та виробничою активністю людей і залежать від години доби, дня тижня, пори року, клімату, норм водовідведення, культурного рівня населення, характеру харчування тощо.

Як відомо з курсу «Каналізаційні мережі», мінімальна кількість стічних вод припадає на нічні години доби, максимальна - на ранкові і вечірні години. Нерівномірність надходження стічних вод у значній мірі визначається величиною населеного пункту: у великих містах надходження стічних вод набагато рівномірніше, ніж у малих.

Визначення розрахункових середніх, максимальних і мінімальних витрат стічних вод, що надходять на міські очисні споруди, є досить складним завданням, яке потребує врахування фактичного розподілу господарсько-побутових і виробничих стічних вод за годинами доби. При кількості виробничих стічних вод менше 45 % від загальної кількості міських стічних вод розподіл середньодобової витрати господарсько-побутових стічних вод за годинами доби можна визначити за спеціальними таблицями [6] в залежності від загального коефіцієнта нерівномірності водовідведення. Графік надходження виробничих стічних вод задається технологами промислових підприємств чи приймається за аналогією до інших однотипних промислових підприємств. Сумарні витрати стічних вод в окремі години доби визначають шляхом складання сумарної таблиці притоку стічних вод, форма якої наведена у табл. 1.5. Визначена таким чином максимальна годинна витрата очищуваних міських стічних вод виявляється звичайно меншою суми максимальних витрат господарсько-побутових та виробничих стічних вод і досить близькою до дійсної, яка спостерігається на практиці.

Таблиця 1.5

Сумарна таблиця надходження стічних вод від міста і промислових підприємств

Години доби	Побутові стічні води від міста		Стічні води від промислового підприємства № 1					Годинні витрати, $м^3$/год	
			побутові		душові	виробничі			
	%	$м^3$	%	$м^3$	$м^3$	%	$м^3$	$м^3$	%
0-1									
1-2									
2-3									
...									
...									
23-24									
Всього									

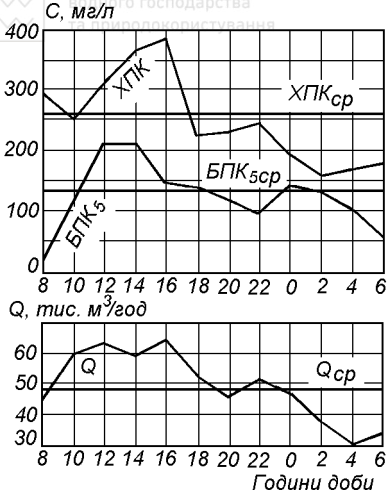


Рис. 1.2. Характер зміни витрати і концентрацій забруднень очищуваних стічних вод на Кур'янівській станції аерації (м. Москва)

Концентрації забруднень у стічних водах також піддаються змінам, характер яких досить подібний до характеру зміни витрати стічних вод. Для прикладу, на рис. 1.2 наведені дані зміни складу стічних вод Кур'яновської станції аерації (м. Москва) за годинами доби [7]. Як видно з рисунка, максимум навантаження за витратою і концентраціями, а значить - і за загальною кількістю забруднень, припадає на 10-16 год, мінімум - на 2-6 год. При цьому перевантаження і недовантаження за кількістю забруднень по відношенню до середніх величин є досить суттєвим (див. табл. 1.6). У денні години споруди отримували навантаження по забрудненнях, практично у 2 рази більше, ніж за середньодобовими даними, а у нічні години - лише 30-40 % від середньодобових даних. Очевидно, що і якість очищених стічних вод в умовах різкої зміни навантажень не може бути постійною. В очищеній воді також чітко прослідковуються коливання залишкових концентрацій забруднюючих речовин, однак при цьому піки концентрацій зсунуті у часі по відношенню до неочищених стічних вод.

Слід відмітити, що концентрації забруднень в стічних водах влітку у більшості випадків нижчі, ніж взимку. Однак іноді спостерігається підвищення концентрацій забруднень влітку, що пов'язане із ремонтом систем гарячого водопостачання. Звичайно концентрація забруднень у стічних водах різко зменшується у вихідні і святкові дні, коли не працюють промислові підприємства.

Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця 1.6

Зміна витрати стічних вод і концентрацій забруднюючих речовин у стічних водах Кур'яновської станції аерації (м. Москва) [7]

Показник	Значення показника			Значення коефіцієнта годинної нерівномірності К			
	середньодобове	максимальне	мінімальне	компонента		кількості забруднень	
				максимальне	мінімальне	максимальне	мінімальне
Приток води, $м^3$/год	48500	64100	31800	1,32	0,66	-	-
Завислі речовини, мг/л	139	209	68	1,5	0,49	1,98	0,32
$БПК_5$, мг/л	134	219	58	1,63	0,43	2,15	0,29
ХПК, мг/л	263	385	161	1,46	0,61	1,92	0,4

Примітка. Коефіцієнти годинної нерівномірності кількості забруднень підраховуються шляхом множення коефіцієнтів нерівномірності притоку і компонента

1.5. Визначення концентрацій забруднень міських стічних вод

Тривалі систематичні дослідження дозволяють встановити як середні, так мінімальні і максимальні значення концентрацій забруднень стічних вод. Однак на практиці не завжди можливо отримати ці дані. Часто проектування очисних споруд здійснюється в умовах, коли місто ще не має розвиненої каналізаційної мережі, промислові підприємства тільки будуються чи перепрофілюються. В цьому випадку слід використовувати результати досліджень, виконаних на стічних водах іншого аналогічного міста та аналогічних промислових підприємств.

Для визначення концентрації забруднень господарсько-побутових стічних вод широко використовується поняття добової норми забруднень на одного жителя, введене проф. С.Н.Строгановим у 1923 р. Ним було встановлено, що добова маса забруднень стічних вод в розрахунку на одного жителя коливається в дуже вузьких межах і не залежить від клімату, побутових умов та культури населення. Ці результати дали можливість рекомендувати норми для розрахунку складу забруднень господарсько-побутових стічних вод на одного жителя за добу. У наш час добова кількість забруднюючих речовин в розрахунку на одного жителя приймається за СНиП 2.04.03-85 (табл. 1.7).

Зазначені нормативи враховують забруднення, що містяться у стічних водах суспільно-побутових закладів, які обслуговують населення даного населеного пункту (бані, пральні, їдальні, лікарні, школи, дитячі садки, клуби тощо). Кількість забруднень, що надходять із стічними водами об'єктів, не пов'язаних із обслуговуванням населення даного населеного пункту (готелі, вокзали, депо, гаражі і т.ін.), враховуються додатково. При скиданні побуто-

вих стічних вод промислових підприємств в каналізацію населеного пункту кількість забруднюючих речовин від експлуатаційного персоналу додатково не враховується.

Таблиця 1.7

Добова кількість забруднюючих речовин в розрахунку на одного жителя

Показник	Кількість забруднюючих речовин на одного жителя, г/добу
Завислі речовини	65
$БПК_{повн}$ неосвітленої рідини	75
$БПК_{повн}$ освітленої рідини	40
Азот амонійних солей N	8
Фосфати P_2O_5	3,3
в тому числі від миючих речовин	1,6
Хлориди Cl^-	9
Поверхнево-активні речовини (ПАР)	2,5

Кількість забруднюючих речовин від населення, що проживає в неканалізованих районах, враховують в розмірі 33 % від нормативних значень.

Концентрація забруднень в господарсько-побутових стічних водах залежить від норми водовідведення і визначається за формулою

$$C_{г.п.} = 1000a / q, мг / л, \quad (1.1)$$

де a - питома кількість забруднень одного виду в розрахунку на одного жителя (табл. 1.7), г/добу; q - норма водовідведення на одного жителя, л/добу.

Концентрацію забруднень в господарсько-побутових стічних водах можна визначити також і іншим способом

$$C_{г.п.} = aN / Q_{доб}^{г.п}, мг / л, \quad (1.2)$$

де N - розрахункове число жителів; $Q_{доб.}^{г.п}$ - добова витрата господарсько-побутових стічних вод від усього населеного пункту, $м^3$/добу.

Концентрацію забруднень стічних вод прийнято виражати в мг/л, тому отримані значення округлюють до цілого. До десятих округлюють значення концентрацій забруднень в стічних водах після глибокої очистки.

При скиданні в каналізацію виробничих стічних вод необхідно знати їх витрати і концентрації в них забруднень. Концентрація забруднень одного виду в суміші господарсько-побутових і виробничих стічних вод визначається за формулою

$$C = (C_{г.п.} \cdot Q_{доб}^{г.п} + \sum C_в \cdot Q_{доб}^{в}) / (Q_{доб}^{г.п} + \sum Q_{доб}^{в}), мг / л, \quad (1.3)$$

де $C_в$ - концентрація даного виду забруднень у виробничих стічних водах, мг/л; $Q_{доб}^{г.п}$ - добова витрата виробничих стічних вод, $м^3$/добу.

Національний університет водного господарства та природокористування

Вплив виробничих стічних вод на склад міських стічних вод може враховуватись за **еквівалентним числом жителів**. Еквівалентне $N_{екв}$ - це таке число жителів, які вносять у стічні води таку саму кількість забруднень, що міститься у даній витраті виробничих стічних вод. Еквівалентне населення визначають за двома показниками - завислими речовинами

$$N_{екв}^{зр} = C_{в}^{зр} \cdot Q_{доб}^{в} / 65 \tag{1.4}$$

і $БПК_{повн}$

$$N_{екв}^{БПК} = C_{в}^{БПК} \cdot Q_{доб}^{в} / 40, \tag{1.5}$$

де 65 і 40 - добова кількість забруднюючих речовин в розрахунку на одного жителя відповідно за завислими речовинами і $БПК_{повн}$, г/добу.

Зведене населення за завислими речовинами і $БПК_{повн}$ визначають за формулами

$$N_{зв}^{зр} = N_{к} + 0{,}33N_{н.к} + N_{екв}^{зр}, \tag{1.6}$$

$$N_{зв}^{БПК} = N_{к} + 0{,}33N_{н.к} + N_{екв}^{БПК}, \tag{1.7}$$

де $N_{к}$ і $N_{н.к}$ - кількість жителів, які проживають відповідно в каналізованих і в неканалізованих районах.

Національний університет водного господарства та природокористування

ЛІТЕРАТУРА

1. Водоподготовка на ТЭС при использовании городских сточных вод/К.М.Абдуллаев, Л.Н.Полетаев, А.С.Соболь. - М.: Энергоатомиздат, 1988. - 271 с.
2. Таубе П.Р., Баранова А.Г. Химия и микробиология воды: Учебник для студентов вузов. - М.: Высш. шк., 1983. - 278 с.
3. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. - М.: Химия, 1984. - 447 с.
4. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Химия воды и микробиология: Учебник для техникумов. - М.: Стройиздат, 1983. - 168 с.
5. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
6. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с. - (Справочник проектировщика).
7. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Контроль качества воды. - М.: Стройиздат, 1986. - 160 с.

Національний університет
та природокористування
8. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М.: 1986. - 72 с.
9. HlaviĺínekP., Hlavaácek J. Ćiśtění odpadních vod. Praktické příklady výpočtů. Noel 2000, Brno, 1996. - 196 c.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 2

ОХОРОНА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ СТІЧНИМИ ВОДАМИ

2.1. Класифікація водних об'єктів по видах водокористування. Санітарні умови випуску стічних вод у водойми

Ступінь чистоти води в природних водних об'єктах регламентується **нормами якості води**, які являють собою сукупність встановлених допустимих значень показників складу і властивостей води водних об'єктів, в межах яких надійно відвертається шкода здоров'ю населення, забезпечуються нормальні умови водокористування та екологічне благополуччя водного об'єкта [1]. Речовини, що спричинюють порушення норм якості води, називаються **забруднюючими**.

Під **якістю води** в цілому розуміють характеристику її складу і властивостей, яка визначає придатність води для конкретних видів водокористування, при цьому **показниками якості** є ознаки, за якими здійснюється її оцінка [2]. За **санітарною** ознакою встановлюються мікробіологічні та паразитологічні показники якості води: число мікроорганізмів та число бактерій групи кишкової палички в одиниці об'єму води. **Токсикологічні** показники якості води, що характеризують нешкідливість її хімічного складу, визначаються вмістом хімічних речовин, який не повинен перевищувати встановлених норм. Врешті, при визначенні якості води враховують також її **органолептичні** (що сприймаються органами чуття) властивості: температуру, прозорість, колір, запах, смак, жорсткість.

Норми якості води в поверхневих та морських водних об'єктах встановлюються для **господарсько-питного**, **комунально-побутового** і **рибогосподарського видів водокористування** [1] (у Водному кодексі України [3] замість термінів «господарсько-питне» та «комунально-побутове» водокористування використовуються терміни «питне» та «господарсько-побутове» водокористування).

До **господарсько-питного водокористування** належить використання водних об'єктів як джерел господарсько-питного водопостачання, а також для водопостачання підприємств харчової промисловості.

До **комунально-побутового водокористування** належить використання водних об'єктів для купання, заняття спортом і відпочинку населення. Вимоги до якості води, встановлені для комунально-побутового водокористування, поширюються на водні об'єкти або їх ділянки, які знаходяться в межах населених пунктів.

До **рибогосподарських** водних об'єктів належать водотоки, водойми або їх окремі ділянки, що використовуються (можуть використовуватися) для промислового добування риби та інших об'єктів водного промислу або мають значення для відтворення їх запасів. Вони, у свою чергу, поділяються на три категорії:

- до **вищої категорії** належать ділянки водних об'єктів в місцях розташування нерестилищ, зимувальних ям і масового нагулу особливо цінних видів риб, мешкання промислових водних ссавців, а також в охоронних зонах господарств будь-якого типу для штучного розведення та вирощування цінних видів риб, водних тварин і рослин;
- до **першої категорії** належать водні об'єкти, які використовуються для збереження і відтворювання цінних видів риб, що мають високу чутливість до вмісту кисню;
- до **другої категорії** належать водні об'єкти, що використовуються для інших рибогосподарських потреб.

Крім того окремо виділяють **водні об'єкти із спеціально встановленими нормами якості води (ВСНЯ)**, до яких відносяться водні об'єкти прикордонних, лікувальних і заповідних зон, болота, а також водні об'єкти з наявністю специфічних особливостей природного складу і властивостей води, наприклад, підвищеного природного вмісту завислих речовин, мінеральних солей, заліза, алюмінію, міді, фтору та ін. Для таких водних об'єктів встановлюють окремі показники складу і властивостей води, додатково або замість показників для водних об'єктів господарсько-питного, комунально-побутового та рибогосподарського водокористування.

Види та категорії водокористування на водних об'єктах і їх ділянках встановлюються радами відповідних рівнів за поданням органів рибоохорони, Міністерства екології і природних ресурсів та Міністерства охорони здоров'я України [1] (з 15 грудня 1999 р. указом Президента України № 1574/99 Державний комітет рибного господарства України, що здійснював нагляд за охороною рибних запасів, включений до складу Міністерства аграрної політики України).

Загальні вимоги до складу і властивостей води водотоків та водойм у місцях господарсько-питного та комунально-побутового водокористування наведені у додатку № 1 "Правил охорони поверхневих вод" [4], а вимоги до концентрацій нормованих речовин у створі водокористування - в додатку № 2 цих "Правил..." [4]. Вимоги до складу і властивостей морської води в районі водокористування і першого поясу зони санітарної охорони та перелік ГДК шкідливих речовин у воді водних об'єктів господарсько-питного, комунально-побутового та санітарно-побутового водокористування для морської води наведені у додатках № 1, 2 "Правил охорони від забруднення прибережних зон морів" [5].

Загальні вимоги до складу і властивостей води водотоків і водойм у місцях рибогосподарського водокористування наведені в додатку № 1 “Правил...” [4], ГДК забруднюючих речовин - у додатку № 3 “Правил...” [4], а також у “Додаткових переліках №№ 1-9 ГДК шкідливих речовин для рибогосподарських водойм” [6] до додатку № 3 “Правил...” [4]. Загальні вимоги до складу і властивостей прибережних вод морів, що використовуються для рибогосподарських цілей, ГДК шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм, а також перелік речовин, шкідливих для здоров’я людей і живих ресурсів моря, скид яких заборонений, наведені у додатках № 3-5 “Правил охорони від забруднення прибережних зон морів” [5].

Деякі загальні вимоги до складу поверхневих вод та гранично допустимі концентрації найбільш поширених нормованих речовин у воді водних об’єктів господарсько-питного, комунально-побутового та рибогосподарського водокористування наведені в таблицях 2.1-2.3.

Місця на водних об’єктах, де мають дотримуватися встановлені норми якості води, називають **контрольними створами** (на водотоках) або **пунктами** (на водоймах).

При господарсько-питному водокористуванні норми якості води або (у випадках природного перевищення цих норм) її природний склад і властивості мають дотримуватися вище за течією впродовж 1 км (для водотоку) або на акваторії в межах 1 км (для водойми) від місця розташування водозабору для господарсько-питного водопостачання населення чи водопостачання підприємств харчової промисловості.

При комунально-побутовому водокористуванні норми якості води або (у випадках природного перевищення цих норм) її природний склад і властивості мають дотримуватися на ділянках водних об’єктів в межах населених пунктів (інформацію щодо меж населених пунктів надають місцеві органи по будівництву та архітектурі [1]), а також у водотоках впродовж 1 км вище найближчого за течією пункту водокористування (місця організованого відпочинку на воді населення, території прилеглого до водного об’єкта населеного пункту), у водоймах - на акваторії в межах 1 км від пункту водокористування, в прибережних зонах морів - на найближчій границі району водокористування або зони санітарної охорони.

При рибогосподарському використанні водного об’єкта норми якості води або її природний склад і властивості мають дотримуватися на ділянці водотоку або акваторії водойми, починаючи з контрольного створу або пункту, що розміщується не далі ніж на відстані 500 м від місця скиду стічних вод або розташування інших джерел надходження забруднень у водний об’єкт (місця видобутку корисних копалин, здійснення робіт на водному об’єкті тощо). При скиданні стічних вод у прибережну зону моря рибогосподарські норми кон-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

тролюються у пункті, що розташований на відстані 250 м від місця випуску у будь-якому напрямі.

У випадку одночасного використання водного об'єкта або його ділянки для різних потреб населення і господарства до складу і властивостей поверхневих вод висуваються найбільш жорсткі норми з числа встановлених. Створ на водному об'єкті, для дотримання норм якості води в якому необхідне встановлення найбільш суворих обмежень на скид речовин із стічними водами, називають **лімітуючим** контрольним створом. Додаткові розрахункові створи можуть призначатися в місцях різких змін розрахункових характеристик водних об'єктів, на кордонах областей, у гирлах річок тощо.

Контрольні створи визначаються органами Мінекоресурсів України за погодженням з органами МОЗ України та з рибоохоронними органами [1].

Цілком очевидно, що дотримання встановлених вимог можливе лише в тому випадку, якщо у водний об'єкт із стічними водами скидається чітко визначена кількість забруднень, обчислена з урахуванням низки місцевих умов: потужності водойми, умов і характеру водокористування, рибогосподарського значення об'єкта, загального санітарного стану району тощо.

Показником максимально допустимої в одиницю часу маси речовини, що відводиться із стічними водами у поверхневі та морські води, є **гранично допустимий скид (ГДС) речовини**, який з урахуванням встановлених обмежень на скид цієї речовини від інших джерел забруднення гарантує дотримання норм її вмісту в заданих контрольних створах (пунктах) водного об'єкта.

Величини ГДС речовин встановлюються у грамах за годину (г/год). Цим забезпечується заборона нерівномірного («залпового») скиду речовин із стічними водами.

Для підприємств, що споруджуються (реконструюються), дотримання нормативів ГДС має бути забезпечене до моменту прийняття цих об'єктів в експлуатацію. Діючі підприємства-водокористувачі, які скидають стічні води з перевищенням ГДС, разом із проектом нормативів ГДС подають план заходів по їх досягненню. У період реалізації зазначених планів або їх окремих етапів, які відповідають нормативним строкам тривалості будівництва та введення в експлуатацію водоохоронних споруд, підприємства здійснюють скиди стічних вод на підставі дозволів, які видають органи Мінекоресурсів України. Ліміти **тимчасово погодженого скиду (ТПС) речовин** із стічними водами, які вказуються у цих дозволах, встановлюються по найкращих результатах, що можуть бути досягнуті на даному підприємстві, виходячи з наявних систем зворотного водопостачання, очисних та інших водоохоронних споруд. В разі надходження у водний об'єкт стічних вод від декількох розосереджено розташованих підприємств враховується сума забруднень, що скидаються ними. Відповідно до асимілюючої спроможності водойми кіль-

кість забруднень, яка може бути допущена до скидання в неї, має розподілятися між підприємствами залежно від характеру стічних вод, що ними скидаються, та можливостей їх очищення.

Величини ГДС забруднюючих речовин (г/год) для всіх категорій водокористувачів визначають як добуток максимальних годинних витрат стічних вод q ($м^3$/год) на допустиму концентрацію забруднюючої речовини у стічних водах $C_{ГДС}$ (г/$м^3$).

Таблиця 2.1

Деякі загальні вимоги до складу і властивостей води водних об'єктів господарсько-питного, комунально-побутового та рибогосподарського водокористування [4, 7, 8]

Показники	Водокористування				
	господарсько-питне	комунально-побутове	рибогосподарське категорії		
			вищої	І-ї	ІІ-ї
1	2	3	4	5	6
Завислі речовини	Допускається приріст до фону не більше ніж на: 0,25 мг/л	0,75 мг/л	0,25 мг/л		0,75 мг/л
	Для водойм, що містять у межень більше 30 *мг/л* природних мінеральних речовин, допускається збільшення вмісту на 5 %. Випуск завісі із швидкістю осадження більше 0,4 мм/с для водотоків та більше 0,2 мм/с для водосховищ заборонений				
Плаваючі домішки	Не допускаються плівки нафтопродуктів, масел, жирів та ін. плаваючих домішок				
Запахи, присмаки, забарвлення	Допускаються запахи і присмаки інтенсивністю не більше 2 балів (безпосередньо чи після хлорування води). Забарвлення не повинне виявлятися у стовпчику води висотою: 20 см	10 см	Сторонні запахи, присмаки та забарвлення води, що впливають на м'ясо риб, не допускаються		
Температура	Допускається підвищення не більше ніж на 3°С по відношенню до середньомісячної температури найбільш жаркого місяця року за останні 10 років		Допускається підвищення не більше ніж на 5°С по відношенню до природної температури води (при наявності холодноводних риб загальна температура води не повинна перевищувати 20°С влітку і 5°С взимку; в решті випадків - відповідно 28 та 8°С)		
pH	Водневий показник pH не повинен виходити за межі 6,5 - 8,5				
Мінеральний склад води	Сухий залишок не більше 1000 мг/л, у тому числі хлоридів до 350 мг/л і сульфатів до 500 мг/л		Не нормується*		

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Продовження табл. 2.1

1	2	3	4	5	6
Розчинений кисень	Не повинен бути менше 4 мг/л у будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня		Не повинен бути менше 6 мг/л		Взимку під льодом - не менше 4 мг/л, влітку - не менше 6 мг/л
$БПК_{повн}$	Не повинна перевищувати при 20°С:				
	3,0 мг O_2/л	6,0 мг O_2/л	3,0 мг O_2/л (якщо взимку вміст кисню у воді зменшується для водойм вищої і І-ї категорії до 6 мг/л, ІІ-ї категорії до 4 мг/л, то дозволяється тільки скид води, що не впливає на БПК)		
ХПК	Не повинна перевищувати:		Не встановлено		
	15,0 мг O_2/л	30,0 мг O_2/л			
Збудники хвороб	Не допускаються (після знезаражування біологічно очищених вод колі-індекс не повинен перевищувати 1000 при вмісті залишкового хлору 1,5 мг/л)		-		

Примітка: для рибогосподарських водойм допускається загальний вміст у воді: сульфатів - не більше 100 мг/л, хлоридів - 300 мг/л (рішення Головрибводу № 30-1-11 від 17 грудня 1976 р.)

Таблиця 2.2

Гранично допустимі концентрації нормованих речовин у воді водних об'єктів господарсько-питного та комунально-побутового водокористування, мг/л [8]

Показник	ЛОШ[1)]	Значення	Клас небезпечності
1	2	3	4
Алюміній	сан.-токс.	0,5[2)]	II
Аміак (по азоту)	сан.-токс.	2,0	III
Ванадій	сан.-токс.	0,1	III
Залізо (по Fe)	орг. (колір)	0,3	III
Кадмій		0,001[2)]	II
Кобальт	сан.-токс.	0,1[2)]	II
Кремній (по Si)	сан.-токс.	10,0	II
Марганець	орг. (колір)	0,1[2)]	III

Національний університет водного господарства та природокористування

Продовження табл. 2.2

1	2	3	4
Миш'як	сан.-токс.	0,05[2)]	II
Мідь	орг. (смак)	1,0[2)]	III
Молібден	сан.-токс.	0,25	II
Натрій	сан.-токс.	200,0	II
Нафта:	орг. (плів.)		IV
- багатосірчиста		0,1	
- інша		0,3	
Нікель	сан.-токс.	0,1[2)]	III
Нітрати:	сан.-токс.		III
- по іону NO_3^-		45,0	
- по азоту		10,15	
Нітрити:	сан.-токс.		II
- по іону NO_2^-		3,3	
- по азоту		1,0	
Роданіди	сан.-токс.	0,1	II
Ртуть	сан.-токс.	0,0005[2)]	I
СПАР аніонні	орг.	0,5[3)]	IV
СПАР неіоногенні	орг.	0,1[3)]	IV
Свинець	сан.-токс.	0,03	II
Сірковуглець	орг. (запах)	1,0	IV
Сульфати (по SO_4^{2-})	орг. (смак)	500,0	IV
Фенол	орг. (запах)	0,001[4)]	IV
Формальдегід	сан.-токс.	0,05	II
Фтор для кліматичних районів:	сан.-токс.		II
- I-II		1,5 [5)]	
- III		1,2	
- IV		0,7	
Хлориди (по Cl^-)	орг. (смак)	350,0	IV
Хром (Cr^{3+})	сан.-токс.	0,5	III
Хром (Cr^{6+})	сан.-токс.	0,05	III
Цинк	загальн.	1,0[2)]	III
Ціаніди	сан.-токс.	0,1[6)]	II

Примітки: 1. Лімітуючі ознаки шкідливості речовин: сан.-токс. - санітарно-токсикологічна; загальн. - загальносанітарна; орг. - органолептична (запах - змінює запах води, колір - впливає на колір, плів. - утворює плівку на поверхні води, смак - впливає на смак води).

2. Для неорганічних сполук, у тому числі перехідних елементів, з урахуванням валового вмісту всіх форм.

3. Наказ Держжитлокомунгоспу від 30.12.92 № 80.

4. ГДК фенолу - 0,001 мг/л - вказана для суми летких фенолів, які надають воді хлорфенольний запах при хлоруванні. Ця ГДК відноситься до водних об'єктів господарсько-питного водокористування за умови застосування хлору для знезаражування води в процесі її очищення на водопровідних спорудах або при визначенні умов скиду стічних вод, що підлягають знеза-

Національний університет водного господарства та природокористування

ражуванню хлором. В інших випадках допускається вміст суми летких фенолів у воді водних об'єктів в концентраціях до 0,1 мг/л.

5. Допускається скид у водні об'єкти тільки за умови попереднього зв'язування активного хлору, що утворюється у воді.

6. Ціаніди прості і комплексні.

Таблиця 2.3

Гранично допустимі концентрації нормованих речовин у воді рибогосподарських водних об'єктів вищої, І-ї та ІІ-ї категорій, мг/л [9]

Показник	ЛОШ[1)]	Значення
1	2	3
Алюміній	токс.	0,04
Амоній:	токс.	
- сольовий NH_4^+		0,5
- по азоту		0,39
Ванадій	токс.	0,001
Залізо (загальне)[2)]	токс.	0,1
Кадмій (Cd^{2+})	токс.	0,005 (0,01) [3)]
Калій (K^+)	сан.-токс.	50
Кальцій (Ca^{2+})	сан.-токс.	180
Кобальт (Co^{2+})	токс.	0,01 (0,005) [3)]
Магній (Mg^{2+})	сан.-токс.	40
Марганець (Mn^{2+}).	токс.	0,01
Миш'як	токс.	0,05 (0,01) [3)]
Мідь (Cu^{2+})	токс.	+ 0,001[4)] (0,005) [3)]
Молібден шестивал.	токс.	+ 0,0012[4)]
Натрій (Na^+)	сан.-токс.	120
Нафтопродукти (у стані розчину та емульсії)	рибогосп.	0,05
Нікель (Ni^{2+})	токс.	0,01
Нітрати	сан.-токс.	
- по іону NO_3^-		40
- по азоту		9,1
Нітрити	токс.	
- по іону NO_2^-		0,08
- по азоту		0,02
Ртуть (Hg^{2+})	токс.	відс. (0,001) [3)]
Свинець (Pb^{2+})	токс.	0,1 (0,01) [3)]
Сірковуглець		1
Сульфати (SO_4^{2-})	сан.-токс.	100
Феноли	рибогосп.	0,001
Формалін	токс.	0,25
Формальдегід	токс.	0,1
Фтор-іон (F^-)	токс.	+ 0,05[5)]

Національний університет водного господарства та природокористування

Продовження табл. 2.3

1	2	3
Хлориди (Cl^-)	сан.-токс.	300
Хром (Cr^{3+})[3)]	токс.	0,005
Хром (Cr^{6+})	сан.-токс.	0,001
Цинк (Zn^{2+})	токс.	0,01 (0,05)[3)]
Ціаніди	токс.	0,05

Примітки: 1. Лімітуючі ознаки шкідливості речовин: токс. - токсикологічна; сан.-токс. - санітарно-токсикологічна; сан. - санітарна; орган. - органолептична; рибогосп. - рибогосподарська.
2. Додатковий перелік № 1 ГДК шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм (№ 12-04-11 від 28.12.90) [10].
3. У дужках наведені ГДК для морських вод [5].
4. Приріст до природного фону.
5. Приріст до природного фону, але не вище сумарного вмісту 0,75 мг/л.

Розрахунок ГДС здійснюють на випадок найбільш несприятливого прогнозного співвідношення між кількістю стічних вод q та кількістю (дебітом) води водойми Q за період експлуатації даного скиду, тобто на $q_{\max}$ і $Q_{\min}$, коли концентрація забруднень у водоймі буде найбільшою.

З метою стандартизації процедури вибору розрахункових умов, що формують лімітуючі величини асимілюючої спроможності річок басейну, для водотоків застосовують такі **регламенти** визначення окремих характеристик річок та господарських факторів:

- витрати води річок на незарегульованих (необводнюваних) ділянках - мінімальні середньомісячні витрати по лімітуючих сезонах року 95 %-ої забезпеченості з урахуванням впливу господарської діяльності (лімітуючий сезон - найбільш несприятливий сезон маловодного року - зимова, літня і, в деяких випадках, осіння межень; рік 95 %-ої забезпеченості - рік такої водності, менша за яку спостерігається лише 5 разів протягом 100 років);
- витрати води річок на зарегульованих (обводнюваних) ділянках - такі, що дорівнюють визначеним гарантованим попускам (перекиданням) води з урахуванням впливу господарської діяльності (не нижче розрахункових мінімальних середньомісячних витрат по лімітуючих сезонах року 95 %-ої забезпеченості);
- витрати скидів стічних вод та заборів води - максимальні годинні по лімітуючих сезонах року за період дії встановлюваних ГДС речовин;
- склад стічних вод - такий, що не перевищує значень фактичних середніх та відповідних типовому способу очищення концентрацій речовин;
- якість води у фонових створах - розрахункова фонова якість води для лімітуючих сезонів року за заданих розрахункових умов, що передбачають до-

тримання ГДС речовин по випусках стічних вод і норм якості води у прикордонних створах на розташованих вище за течією ділянках басейну;
- природна фонова якість води - приймається за даними довгострокових натурних гідрохімічних спостережень при виключенні забруднюючого впливу господарської діяльності, що піддається регулюванню (розрахункову природну фонову якість води визначають з урахуванням умов водності водних об'єктів у лімітуючі періоди, регламентованих для розробки ГДС речовин);
- відстань до створів - по фарватеру ріки в км;
- швидкості течії, морфометричні характеристики, коефіцієнти змішування та неконсервативності - усереднені для ділянок річок між суміжними за течією створами за прийнятих розрахункових умов.

Концентрація речовини фактична середня - це величина, що приймається для оцінки складу стічних вод і обчислюється як середнє арифметичне значення даних ряду спостережень за попередні 12 місяців за виключенням найменшого і найбільшого чисел ряду. Слід зазначити, що при обчисленні ТПС склад стічних вод приймається за найкращими середніми показниками, тобто за середніми показниками значень частини даних ряду від найменшого числа до такого, що не перевищує середнього арифметичного для всього ряду спостережень за попередні 12 місяців, з урахуванням середнього арифметичного. Дані щодо фонового складу води водних об'єктів надаються водокористувачам місцевими органами з питань гідрометеорології [11].

Вибір розрахункових умов для водойм здійснюється із застосуванням регламентів, аналогічних тим, що застосовуються для річок, та специфічних для водойм. До останніх відносяться:
- об'єми та рівні води у водоймі - розрахункові мінімальні середньомісячні по лімітуючих сезонах року 95 %-ої забезпеченості;
- швидкість водообміну у водоймі - розрахункова для умов року 95 %-ої забезпеченості;
- частоти та швидкості вітру вздовж берегового та нормального до берегу напрямів, характеристики підльодової течії води;
- час добігання до контрольного створу - розрахунковий по найкоротшій відстані при максимальній швидкості перенесення водних мас (з урахуванням впливу вітру);
- асимілююча спроможність водойми - розрахункова при максимальній стратифікації водних мас, мінімальних коефіцієнтах змішування та коефіцієнтах неконсервативності речовин по лімітуючих сезонах року 95 %-ої забезпеченості.

У розрахунках враховують не тільки розбавлення стічних вод поверхневими, але й зменшення концентрації забруднень у водних об'єктах за рахунок процесів самоочищення (ці процеси враховують, якщо вони достатньо виражені, а їх закономірності добре вивчені).

Сумарна кількість забруднень, що може бути скинута у водойму із стічними водами, має бути такою, щоб концентрації нормованих речовин (з урахуванням розбавлення і самоочищення) у максимально забрудненій струмині розрахункового створу не перевищували їх гранично допустимих концентрацій. Сказане є справедливим для випадків, коли у стічних водах містяться шкідливі речовини, що не мають ефекту комбінованої дії. Проте на практиці стічні води можуть містити речовини, при скиданні яких має враховуватися їх комплексна дія (**синергізм**), ефект якої зазвичай більший, ніж дія кожного окремо взятого компонента.

Комбінована дія речовин може проявлятися у різній формі. В деяких випадках токсичність однієї шкідливої речовини послаблюється у присутності іншої шкідливої чи нешкідливої речовини (**антагонізм** дії речовин), в інших - вона різко підсилюється (**потенціювання**), а при наявності шкідливих речовин, що мають ту саму лімітуючу ознаку шкідливості (ЛОШ), - сумується (**адитивність**). Сумарна дія токсичних сполук є найбільш частим випадком у практиці, тому при скиданні у водойму стічних вод, що містять декілька шкідливих речовин з однаковою ЛОШ, гранично допустиму концентрацію кожної з них необхідно зменшувати пропорційно кількості таких речовин.

Для цього випадку сума приведених концентрацій речовин, тобто відношень концентрацій C_i кожної з речовин, що мають ефект сумарної дії (речовин тієї ж ЛОШ), до відповідних гранично допустимих концентрацій $ГДК_i$ у воді водного об'єкта, не повинна перевищувати одиниці

$$\sum_{i=1}^{n} C_i / ГДК_i \le 1. \qquad (2.1)$$

Встановлення ГДС речовин з урахуванням ЛОШ проводиться для речовин I та II класів небезпечності при господарсько-питному і комунально-побутовому водокористуванні та для всіх нормованих речовин, крім головних іонів мінералізації води, при рибогосподарському водокористуванні.

Нерідко стічні води містять низку шкідливих речовин, що за своєю дією віднесені до різних груп. Гранично допустимі концентрації цих речовин у стічних водах в таких випадках визначаються по кожній групі окремо. Так, наприклад, при наявності у воді таких речовин, як ціаніди, піридин, бензол, фенол і ксилол, лімітуючою ознакою шкідливості перших трьох речовин є санітарно-токсикологічна, а двох останніх - органолептична.

Необхідно зазначити, що хоча ГДК речовин відрізняються у кількісному виразі (в мг/л), вони є однаковими за активністю у санітарно-гігієнічному відношенні, тобто за своєю токсичною дією. Звідси виходить, що дві речовини з однаковою ЛОШ, знаходячись у воді у половинних від ГДК кількостях, впливають на водойму так само, як діяла б кожна з них окремо,

Національний університет
знаходячись у гранично допустимій концентрації. Таким чином, якщо сума концентрацій усіх речовин, що входять до комплексу, виражених у частках відповідних ГДК, дорівнює 1, то дія цього комплексу на водойму буде такою самою, як дія будь-якої з цих речовин, якби вона знаходилася у кількості, що дорівнює гранично допустимій концентрації цієї речовини.

Ця обставина має дуже важливе практичне значення при вирішенні питань очистки стічних вод, коли в них містяться різні за важкістю видалення забруднюючі речовини.

Так, наприклад, якщо у стічних водах містяться в однакових кількостях (за своєю дією) дві забруднюючі речовини з однаковою ЛОШ, то концентрація кожної з них у розрахунковому пункті водойми може становити 0,5 їх гранично допустимої концентрації.

Якщо ж сумарна кількість цих двох забруднюючих речовин перевищує допустиму по санітарних вимогах величину, то перед скиданням у водойму стічної рідини з неї має бути видалена шляхом очищення надлишкова кількість забруднень. Очевидно, що ця кількість може бути отримана або шляхом видалення такої ж кількості тільки однієї забруднюючої речовини, що найбільш легко усувається, або шляхом часткового видалення обох речовин з таким розрахунком, щоб сумарна залишкова їх кількість у частках ГДК не перевищила 1. Оскільки витрати на видалення із стічних вод легкоусувних забруднень завжди менші за витрати на видалення важкоусувних, то перший шлях є більш доцільним.

Вказаний взаємозв'язок забруднюючих речовин стічних вод дозволяє знаходити найбільш економічне рішення практичних задач по очистці цих вод перед випуском їх у поверхневі водойми.

Для речовин, по яких нормується **приріст до природного фону** (завислі речовини, алюміній, іони міді, селену, телуру, фтору тощо), ГДС встановлюється з урахуванням цього допустимого приросту.

Перелік показників складу і властивостей стічних вод для встановлення величин ГДС речовин повинен включати тільки всі ті показники і речовини, присутність яких у стічних водах пов'язана з діяльністю водокористувача та його технологічним регламентом (видобутком, використанням, транспортуванням вод тощо); при цьому скид інших речовин забороняється.

До переліку речовин, що нормуються у всіх випадках скидання стічних вод, входять: розчинений кисень, завислі речовини, мінералізація води, сульфати, хлориди, азот амонійний, нітрати, нітрити, фосфати та нафтопродукти.

Крім того, обов'язково нормуються такі фізико-хімічні показники води, як: біохімічна потреба в кисні ($БПК_5$), хімічна потреба в кисні (ХПК) - перманганатна та біхроматна окислюваності, рівень токсичності води (на основі біотестування), показники бактеріологічного забруднення і рівень ра-

Національний університет
діоактивності води (сумарна радіоактивність), а також враховуються водневий показник (pH) і температура.

Іноді висуваються пропозиції про заміну ГДК на ГДС, який значно легше контролювати, оскільки забруднюючі речовини, що містяться в очищених стічних водах, ще не зазнали розбавлення водою водойми. Звичайно, визначення малих концентрацій забруднюючих речовин у воді водойм дуже складне, однак на думку проф. І.Д.Родзіллера, якщо не мати цього нормативу, особливо для речовин підвищеної шкідливості, то за іншими критеріями оцінити якість води водойми буде неможливо, оскільки ГДС не може бути замінником ГДК. Ці характеристики мають різну природу і розмірність: ГДК - це вміст речовини в одиниці об'єму води водойми (розмірність: маса/об'єм), а ГДС - маса речовини в стічних водах, що надходить в водойму в одиницю часу (розмірність: маса/час). Тільки ГДК можуть бути критеріями якості води, на підставі яких і встановлюються всі похідні величини, в тому числі і ГДС [12]. Основне значення ГДС - це контроль за дотриманням дозволу на спеціальне водокористування, видане водокористувачу органами по регулюванню використання і охороні вод.

Вимоги до якості очищених стічних вод повинні базуватися на відповідності екологічної необхідності, економічної доцільності і технологічних можливостей. Завищені вимоги до якості очищених вод часто призводять до протилежних результатів в області охорони водойм від забруднення. Технологічно здійснювані в нинішній час проекти по очистці стічних вод, що передбачають зниження концентрацій основних забруднень на 90-95%, не погоджуються органами санітарно-епідемічного нагляду і охорони природи як недостатньо ефективні, в результаті чого будівництво очисних споруд затримується і у водойми продовжують скидатися неочищені стічні води. Але навіть і здійснення глибокої очистки стічних вод на окремому об'єкті при відсутності будь-якої очистки чи її низькій ефективності на інших об'єктах басейну, як правило, не приводить до загального покращання санітарного стану водойми. В зв'язку з тим, що більше 40 % стічних вод в нинішній час в Україні скидаються в водойми взагалі без очистки [13], для забезпечення необхідного санітарно-гігієнічного ефекту їх оздоровлення слід забезпечити передусім повну біологічну очистку всіх стічних вод. Ці міркування підтверджуються і економічними розрахунками, які показують, що для здійснення повної біологічної очистки стічних вод при вилученні основних забруднювачів на 95 % необхідні практично такі самі витрати, як для глибокої доочистки з вилученням ще 3-4 % забруднень, але екологічний ефект при цьому буде у багато разів більший.

За сучасними вимогами до якості очищених стічних вод практично всі стічні води повинні піддаватися глибокій очистці. В цих умовах очищена стічна вода за окремими показниками часто повинна бути чистішою за питну,

тоді як якість води в багатьох, навіть екологічно благополучних водоймах не відповідає вимогам правил по охороні водних ресурсів.

Так, наприклад, за даними МосводоканалНДІпроекту [14], водний стік на ділянці р. Москви, віднесеної до рибогосподарських водойм, від селища Коломєнскоє до селища Отдих на 55% складається з очищених стічних вод м. Москви. ХПК річкової води вище за течією від селища Коломєнскоє складає 53,9 мг/л. У цьому випадку для досягнення нормованого показника 30 мг/л стічну воду з урахуванням розбавлення необхідно очистити до ХПК 10 мг/л, що абсолютно нереально.

Слід відзначити, що в країнах СНД, у порівнянні з іншими країнами Європи і світу, до якості очищених стічних вод встановлюються найбільш високі, часто надмірні вимоги. Для порівняння можна навести норми на скидання міських стічних вод у деяких країнах світу за $БПК_5$ (табл. 2.4). Не дивлячись на досить високі, з нашої точки зору, нормативні концентрації забруднень в очищених стічних водах, вони однак є технологічно й економічно досяжними, а цим країнам за останні десятиліття вдалося значно покращити санітарний стан своїх водойм.

Таблиця 2.4

Вимоги до якості стічних вод в різних країнах і до якості води у рибогосподарських водоймах СНД [14]

Показник	США	ФРН	Англія	Франція	Швейцарія	Бельгія
$БПК_5$, мг/л	20	25	20	20-40	20	15-50

На відміну від вітчизняної практики, де концентрації забруднень в очищених стічних водах визначаються, виходячи з виду і категорії водокористування й характеристик водойми, у яку скидаються стічні води, в закордонній практиці поряд з нормуванням якості води водойм нормуються також показники якості очищених стічних вод. У таблицях 2.5 і 2.6 наведені діючі у Чехії та ФРН вимоги до якості стічних вод, очищених на міських очисних спорудах. Звертає увагу зростання вимог до якості очищених стічних вод із збільшенням потужності очисних споруд. Це зрозуміло з тієї точки зору, що для малого об'єкта (наприклад окремої будівлі) будівництво споруд глибокої очистки стічних вод буде досить дорогим по відношенню до вартості самого об'єкта, а екологічний ефект, що досягається при цьому, буде дуже незначний. Тому такий підхід дає можливість збудувати для малого об'єкта прості і недорогі очисні споруди, а не відмовитись від їх будівництва взагалі. Як слідує із таблиці 2.5, у Чехії з 2005 року передбачене зростання вимог до якості очищених стічних вод (дані після риски), що дає можливість до цього часу здійснити заходи по підвищенню ефективності їх очистки.

Слід підкреслити, що у нових «Правилах охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами», затверджених Постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 р. № 465, для комунальних споруд по-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 2.5

Вимоги до якості очищених міських стічних вод у Чехії [15]

Величина очисних споруд (кількість еквівалентних жителів)	Концентрації забруднень, мг/л				
	$БПК_5$	ХПК	завислі речовини	азот амоній-них солей	фосфор загальний
до 50	80/60	-	65/50	-	-
до 500	60/50	-	55/40	-	-
до 5000	50/40	170/135	45/35	-/20	-
до 25000	45/35	150/120	35/30	25/15	-/5
до 100000	35/30	125/105	30/25	15/10	5/3
більше 100000	30/25	110/90	25/20	10/5	3/1,5

Один еквівалентний житель відповідає 60 г $БПК_5$.

Таблиця 2.6

Вимоги до якості очищених міських стічних вод у ФРН [16]

Клас величини очисних споруд	ХПК, мг/л	$БПК_5$, мг/л	Азот амонійних солей, мг/л	Фосфор загальний, мг/л
	ймовірно визначена проба чи суміш з двох годинних проб			
Клас величини 1 менше 60 кг/доба $БПК_5$ у неочищених стоках	150	40	-	-
Клас величини 2 від 60 до 300 кг/доба $БПК_5$ у неочищених стоках	110	25	-	-
Клас величини 3 від 300 до 1200 кг/доба $БПК_5$ у неочищених стоках	90	20	10	-
Клас величини 4 від 1200 до 6000 кг/доба $БПК_5$ у неочищених стоках	90	20	10	2
Клас величини 5 більше 6000 кг/доба $БПК_5$ у неочищених стоках	75	15	10	1

Національний університет
водного господарства
та природокористування

вної біологічної очистки стічних вод також встановлені менш жорсткі нормативи гранично допустимого вмісту забруднюючих речовин: $БПК_5$ - не більше ніж 15 мг/л, ХПК - не більше ніж 80 мг/л, завислі речовини - не більше ніж 15 мг/л.

Як вже зазначалося, основними факторами зменшення концентрації забруднень у водному об'єкті є розбавлення стічних вод поверхневими, мінералізація органічних речовин, а також нейтралізація кислот і лугів природними водами. Роль кожного з цих факторів розглядається нижче.

Національний університет
та природокористування

2.2. Розбавлення стічних вод поверхневими водами

Водні об'єкти - приймачі стічних вод поділяють на дві основні групи: 1) **проточні** - річки, в яких вода рухається з відносно великими швидкостями; 2) **слабо-** або зовсім **непроточні** - водосховища і озера, постійна швидкість руху води в яких дорівнює нулю чи настільки мала, що при розгляданні питань змішування води нею можна знехтувати; помітне переміщення мас води в таких водоймах спричинюється лише дією вітру.

Очевидно, що перемішування стічних вод з водою водойм обох груп зумовлене різними причинами, хоча й має ряд загальних закономірностей.

Кратність розбавлення стічних вод у річках, зазвичай, розраховують за методом В.О.Фролова - І.Д.Родзіллера, а у водосховищах і озерах - за методами М.А.Руффеля або О.В.Караушева.

У **водотоку** внесені в нього стічні води разом із річковою водою, що їх розбавляє, рухаються вздовж течії річки. Ступінь змішування стічних та річкових вод залежить від витрат води в річці, швидкості течії, глибини, звивистості русла, гідравлічної характеристики ложа, витрат стічних вод, умов випуску (конструкції оголовка) та низки інших чинників.

За решти рівних умов кратність розбавлення стічної рідини з водою водотоку залежить від конструкції випусків, які можуть бути **розпорошуючими** та **зосередженими** [17].

У разі розпорошуючого випуску вже у створі скидання стічних вод може бути досягнуте досить повне змішування стічної рідини з водою водотоку, тобто максимально можливе їх розбавлення. Проте влаштовувати такі випуски на крупних водних об'єктах досить дорого і складно. Тому на практиці найбільшого поширення набули зосереджені випуски стічних вод.

Слід сказати, що визначення місцеположення створу повного змішування стоків з водою водотоку, а також кратності їх розбавлення у проміжних створах (між випуском та створом повного змішування) є досить складним завданням. Для його вирішення при зосереджених випусках стічних вод у водотоки запропоновані різні методи. У вітчизняній практиці найбільшого застосування набули таблиця М.О.Несмєянова (1951) та способи розрахунку, запропоновані О.В.Караушевим (1946), В.О.Фроловим (1950), І.Д.Родзіллером (1954) та Г.М.Риммаром (1952).

За таблицею М.О.Несмєянова можна знайти тільки місцеположення створу повного змішування. Відстань до нього виражена кілометрами від місця випуску стічних вод або тривалістю протікання води в годинах [18]. Слід мати на увазі, що ця таблиця складена без урахування низки факторів (швидкості течії, конфігурації русла в плані і профілі, температури води та ін.), що визначають інтенсивність перемішування, від якої залежить відстань до створу повного змішування. Тому наведені в таблиці дані не можуть претендувати

Національний університет водного господарства та природокористування

на точність, крім того, проміжні створи нею не охоплені. Через це широке використання таблиці для вирішення навіть обмежених практичних задач рекомендувати не можна.

На більшу увагу заслуговує метод О.В.Караушева для випадку рівномірного усталеного руху потоку та усталеного надходження розчину у потік [7, 18]. Згідно із цим методом потік на ділянці, що розглядається, розбивають координатними площинами на низку малих паралелепіпедів. Концентрація речовини у центрі ваги будь-якого паралелепіпеда приймається (за методом кінцевих різниць) такою, що дорівнює середньому арифметичному концентрацій чотирьох оточуючих паралелепіпедів у попередньому перерізі. Встановивши концентрацію забруднень у початковому перерізі і переходячи від одного шару води до іншого, можна отримати дані про розподіл забруднень в усьому потоку. Техніка обчислення концентрацій є досить простою, але через значну трудомісткість вона не набула широкого практичного застосування.

Значно простішим є розрахунок за номограмою Г.М.Риммара [18], проте, як і таблиця М.О.Несмєянова, ця номограма дозволяє визначити тільки відстань до створу повного змішування. До того ж, отримані за номограмою Риммара ці відстані є дещо заниженими.

Більш досконалим є метод розрахунку В.О.Фролова, який дозволяє на будь-якій відстані L від випуску стічних вод визначити максимальну $C_{макс}$ і мінімальну $C_{мін}$ концентрації внесених у річку забруднень, а також коефіцієнт змішування γ і кратність розбавлення n стічних вод у розрахунковому створі та відстань до створу практично повного змішування $L_{повн}$. Як свідчить зіставлення натурних та розрахункових даних, розходження між ними лежать у межах 15-40 %, причому розрахункова концентрація зазвичай виявляється вищою за ту, яка спостерігається, що забезпечує достатню надійність розрахунків, пов'язаних із скиданням стічних вод у водойми.

У водному об'єкті розрізняють **зону початкового розбавлення**, де процес змішування відбувається внаслідок втягування оточуючої рідини турбулентним потоком, що утворюється при витіканні стічних вод з оголовка випуску, та **зону основного розбавлення**, де змішування відбувається за рахунок течії і турбулентного обміну в оточуючій рідині. **Кратність загального розбавлення** n стічних вод у водному об'єкті обчислюють як добуток кратності початкового розбавлення n_n на кратність основного розбавлення n_o, тобто

$$n = n_n \cdot n_o . \tag{2.2}$$

Кратність початкового розбавлення n_n при скиданні стічних вод у водотоки, за методом М.М.Лапшева [17], враховують у таких випадках:

Національний університет водного господарства та природокористування

- для напірних зосереджених та розпорошуючих випусків у стрижень водотоку, якщо швидкість витікання струменя води з випуску $v_в$ у чотири та більше разів перевищує швидкість руху води в річці $v_р$;

- при абсолютній швидкості витікання струменя води з випуску $v_в$ більше 2 м/с.

При менших швидкостях витікання стічних вод з випуску розрахунок початкового розбавлення не здійснюють.

Для зосередженого напірного випуску кратність початкового розбавлення розраховують таким чином. Спочатку обчислюють співвідношення:

$$v_o / v_р - 1 = \left(v_р + 0.15\right) / v_р - 1, \tag{2.3}$$

$$m = v_р / v_в, \tag{2.4}$$

де v_o - швидкість на осі струменя, м/с. За номограмою (рис. 2.1) знаходять співвідношення d / d_o, де d - діаметр забрудненої плями у граничному створі зони початкового розбавлення; d_o - діаметр випуску. Потім за номограмою (рис. 2.2) по відомих величинах m та d / d_o знаходять кратність початкового розбавлення $n_п$.

Для розпорошуючого напірного випуску розрахунок здійснюють наступним чином. Задаючись кількістю випускних отворів оголовка випуску N_o і швидкістю витікання з них стічних вод $v_в \geq 2{,}0$ м/с, визначають діаметр отворів оголовка розпорошуючого випуску

$$d_O = \sqrt{\frac{4q}{\pi v_в N_O}}, \tag{2.5}$$

де q - сумарні витрати стічних вод, м^3/с. Потім за номограмою (рис. 2.1) визначають співвідношення d / d_o і знайдену величину d порівнюють з глибиною ріки H. Якщо $d < H$, то за номограмою (рис. 2.2) знаходять кратність початкового розбавлення $n_п$. Для випадку стисненого струменя ($d > H$) кратність розбавлення $n_{пс}$ обчислюють як добуток знайденої величини $n_п$ на поправковий коефіцієнт $f(H / d)$, який визначають за графіком, наведеним на рис. 2.3.

Кратність основного розбавлення n_o стічних вод у максимально забрудненій струмині будь-якого створу річкового потоку, за методом В.О.Фролова, визначають за рівнянням [7]

$$n_O = \left(\gamma Q + q\right) / q, \tag{2.6}$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

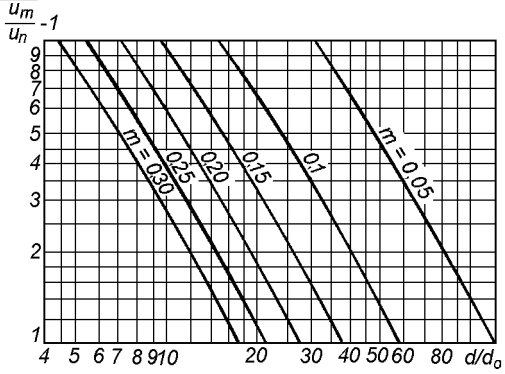


Рис.2.1. Номограма для визначення діаметра струменя у розрахунковому перетині [11]

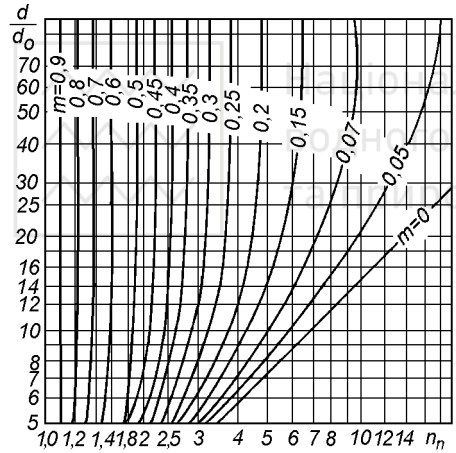


Рис.2.2. Номограма для визначення кратності початкового розбавлення [11]

де Q і q - витрати відповідно річкової та стічних вод, м^3/с; γ - коефіцієнт змішування, що показує, яка частка річкових витрат змішується із стічними водами у максимально забрудненій струмині даного створу.

Проф. І.Д.Родзіллером запропонований метод визначення γ, який ґрунтується на припущенні, що всі внесені у річку забруднення зосереджуються у максимально забрудненій струмині потоку. За цим методом значення коефіцієнта змішування γ обчислюють за напівемпіричною залежністю

Національний університет
водного господарства
та природокористування

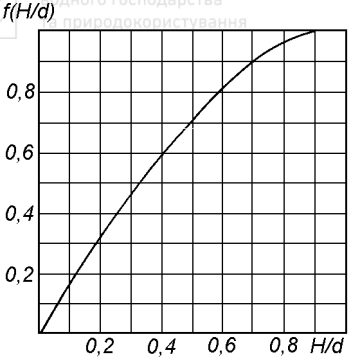


Рис. 2.3. Номограма для визначення поправкового коефіцієнта *f(H/d)* [11]

$$\gamma = \frac{1 - e^{-\alpha\sqrt[3]{L}}}{1 + \frac{Q}{q} e^{-\alpha\sqrt[3]{L}}}, \tag{2.7}$$

де *e* - основа натурального логарифма; *L* - відстань від випуску до створу, що розглядається, по осі потоку, м; α - коефіцієнт, що враховує гідравлічні умови в річці, який (за В.О.Фроловим) обчислюють за виразом

$$\alpha = \varphi\xi\sqrt[3]{D/q}, \tag{2.8}$$

де φ - коефіцієнт звивистості ріки (або її фарватеру); ξ - коефіцієнт, що залежить від місця випуску стічних вод: при зосередженому випуску їх біля берега $\xi = 1$, в разі випуску у стрижень ріки $\xi = 1{,}5$; *D* - коефіцієнт турбулентної дифузії, м^2/с.

Коефіцієнт звивистості ріки на ділянці, що розглядається, визначається за формулою

$$\varphi = L / L_{П}, \tag{2.9}$$

де *L* і $L_{П}$ - відстань від випуску до створу, що розглядається, відповідно по осі потоку (для широких річок - по фарватеру) та по прямій.

Величину коефіцієнта турбулентної дифузії для **літнього періоду** визначають за формулою [11]

$$D = \frac{g v_{ср} H_{ср}}{37 n_{ш} C^2}, \tag{2.10}$$

де *g* - прискорення сили тяжіння, м/с^2; $v_{ср}$ - середня швидкість течії ріки, м/с; $H_{ср}$ - середня глибина ріки на розрахунковій ділянці, м; $n_{ш}$ - коефіцієнт шорсткості ложа ріки, що визначається за таблицею М.Ф.Срібного [19]; *C*

Національний університет водного господарства та природокористування

- коефіцієнт Шезі, $м^{0,5}/с$, який при глибинах до 5 м визначають за формулою М.М.Павловського

$$C = R^{y}/n_{ш},, \tag{2.11}$$

де R - гідравлічний радіус потоку, м, який для літніх умов приблизно дорівнює глибині потоку $H_{ср}$; y - коефіцієнт, що визначається за формулою

$$y = 2{,}5\sqrt{n_{ш}} - 0{,}13 - 0{,}75\sqrt{R}\left(\sqrt{n_{ш}} - 0{,}1\right), \tag{2.12}$$

Значення y можна визначати за спрощеними формулами:

при $R \le 1$ м $\qquad y = 1{,}5\sqrt{n_{ш}}$; (2.13)

при $R > 1$ м $\qquad y = 1{,}3\sqrt{n_{ш}}$. (2.14)

Для **зимових** умов розбавлення, коли водотік вкритий льодом, коефіцієнт турбулентної дифузії обчислюють за виразом

$$D = \frac{g v_{ср} R_{пр}}{37 n_{ш.пр} C_{пр}^{2}}, \tag{2.15}$$

де $R_{пр}$, $n_{ш.пр}$, $C_{пр}$ - приведені значення гідравлічного радіуса і коефіцієнтів шорсткості та Шезі:

$$R_{пр} = 0{,}5 H_{ср}, \tag{2.16}$$

$$n_{ш.пр} = n_{ш}\left[1 + \left(n_{л}/n_{ш}\right)^{1,5}\right]^{0.67}, \tag{2.17}$$

$$C_{пр} = R_{пр}^{y_{пр}}/n_{пр}, \tag{2.18}$$

де $n_{л}$ - коефіцієнт шорсткості нижньої поверхні льоду (табл.2.7); $y_{пр}$ - коефіцієнт, що визначається за формулами (2.12) - (2.14), в які замість $n_{ш}$ та R слід підставляти $n_{пр}$ та $R_{пр}$.

Для рівнинних річок коефіцієнт турбулентної дифузії D можна обчислювати за спрощеною формулою проф. М.В.Потапова

$$D = v_{ср} H_{ср}/200. \tag{2.19}$$

Якщо на ділянці ріки L, що розглядається, мають місце різко відмінні умови змішування (різні швидкості течії та глибини), то визначення $v_{ср}$ і $H_{ср}$ для всієї розрахункової ділянки може значно ускладнюватися. У цих випадках розрахункову ділянку ріки L слід розбити на низку відрізків з однаковими гідравлічними умовами і визначити для кожного з них довжину l_i

Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця 2.7

Коефіцієнти шорсткості нижньої поверхні льоду $n_л$ (за П.М.Білоконем)

Період	$n_л$
1. Перші 10 діб після льодоставу (перша - друга декади грудня)	0.15-0.05
2. 10-20 діб після льодоставу (остання декада грудня - початок січня)	0.1-0.04
3. 20-60 діб після льодоставу (середина січня - перша декада лютого)	0.05-0.03
4. 60-80 діб після льодоставу (кінець лютого - початок березня)	0.04-0.015
5. 80-100 діб після льодоставу (березень)	0.025-0.01

Примітка: для підпертих річкових б'єфів дані пп. 1 і 2, що відповідають річкам у побутових умовах, слід зменшувати на 15 %, а дані пп. 3 і 4 - на 35 %.

та середні значення v_i і H_i. Величину D для всієї ділянки обчислюють за формулою

$$D = \sum_{i=1}^{n} \frac{l_i}{L} D_i, \tag{2.20}$$

де D_i - коефіцієнти турбулентної дифузії для окремих відрізків ділянки, визначені за формулами (2.10), (2.15) чи (2.19) при v_i і H_i.

Відстань до створу повного змішування визначають з рівняння

$$L_{повн} = \left[\frac{2{,}3}{\gamma} \lg \frac{\gamma Q + q}{(1-\gamma) q} \right]^3. \tag{2.21}$$

Аналіз цього виразу показує, що для створу повного змішування, коли γ = 1, $L_{повн}$ наближається до безкінечності. Тому в розрахунках $L_{повн}$ слід визначати для створу не абсолютно повного, а практично повного змішування, де стічні води змішуються з 95, 90 чи 80 % витрат ріки, тобто для створу, для якого коефіцієнт γ дорівнює відповідно 0,95, 0,9 або 0,8.

Розглянутий метод В.О.Фролова - І.Д.Родзиллера можна застосовувати при дотриманні умови $0{,}0025 \le q / Q \le 0{,}1$. Якщо ця умова не дотримується, або необхідно врахувати дані про накопичення забруднюючих речовин у донних відкладах, то рекомендується застосовувати методи, розроблені О.В.Караушевим [15]. Для порівняно невеликих водотоків з коефіцієнтом звивистості менше 1,5 застосовують метод розрахунку кратності розбавлення, що ґрунтується на аналітичному вирішенні двовимірного (планового) рівняння турбулентної дифузії [21].

Розбавлення стічних вод **в озерах і водосховищах** зумовлене переміщенням водних мас переважно під дією вітрових течій. При усталеному русі в результаті тривалої дії вітру одного напряму, при малій зміні глибин та

сильно витягнутих в одному напрямку озерах і водосховищах утворюється розподіл швидкостей течій по глибині, наведений на рис. 2.4.

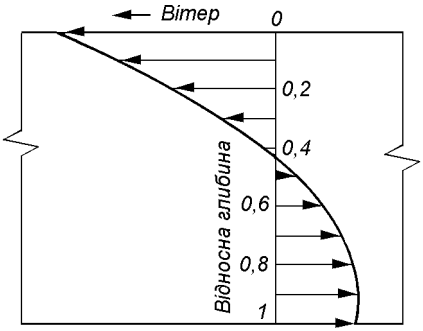


Рис. 2.4. Розподіл швидкостей течій по глибині водосховища

У поверхневому шарі, який становить близько 0,4 загальної глибини водосховища H, течія має однаковий з вітром напрямок і швидкості, що змінюються від v_o біля поверхні до нуля на глибині 0,4 H. Нижче розміщується шар компенсаційної течії протилежного напрямку. Таким чином, швидкість переміщення шарів води v залежить від їх місцеположення по глибині та швидкості вітру.

Характер перемішування водних мас у водосховищах і озерах виявляється більш складним, ніж у річках. Оскільки поверхневі шари із просуванням зустрічаються з новими шарами води, що йдуть у зворотному напрямі, то при розрахунках по визначенню концентрацій забруднень доводиться враховувати перерізи, не тільки попередні по ходу поверхневої течії, але й наступні.

При наявності у водоймі сталих вітрових течій для розрахунку кратності загального розбавлення n можна застосовувати метод М.А.Руффеля (1960) [7]. У розрахунках за цим методом розглядають два випадки:

- випуск у мілководну частину або у верхню третину глибини водойми (забруднений струмінь поширюється вздовж берега під дією прямої поверхневої течії, що має однаковий з вітром напрямок);
- випуск у нижню третину глибини водойми (забруднений струмінь поширюється до берегової смуги проти випуску під дією донної компенсаційної течії, що має напрямок, зворотний до напрямку вітру).

Розташовувати випуск у середній третині глибини водойми недоцільно, оскільки тут швидкості течії більш низькі.

Метод М.А.Руффеля має такі обмеження:

- глибина зони змішування - не більше 10 м;

- відстань від випуску до контрольного створу вздовж берега у першому випадку - не більше 20 км;
- відстань від виходу стічних вод до берега навпроти випускного оголовка в другому випадку - не більше 0,5 км.

Як і в річках, біля випуску стічних вод у водосховищах та озерах утворюється сильно забруднена зона, в якій початкова концентрація речовин C_n мало відрізняється від їх концентрації у стічних водах $C_{св}$. Величина залежить від початкового розбавлення стічних вод n_n, яке відбувається безпосередньо біля випуску. В свою чергу, початкове розбавлення залежить від багатьох факторів: кількості стічних вод та швидкості їх руху при вході у водойму, глибини водойми і швидкості течії в місці випуску, а також від місця випуску стічних вод по глибині водойми.

Кратність початкового розбавлення обчислюють наступним чином:

– в разі випуску у мілководдя або у верхню третину глибини

$$n_n = \frac{q + 0{,}00215 w H_{ср}^2}{q + 0{,}000215 w H_{ср}^2}; \qquad (2.22)$$

– в разі випуску у нижню третину глибини

$$n_n = \frac{q + 0{,}00158 w H_{ср}^2}{q + 0{,}000079 w H_{ср}^2}, \qquad (2.23)$$

де q - витрата стічних вод, м^3/с; w - швидкість вітру над водою в місці випуску стічних вод, м/с; $H_{ср}$ - середня глибина водойми поблизу випуску, м.

Середню глибину $H_{ср}$ прибережної забрудненої зони визначають по виміряних глибинах у цій зоні, ширина якої, за даними М.А.Руффеля, залежить від середньої глибини усього водосховища (табл.2.8).

Таблиця 2.8

Ширина забрудненої зони водосховища (за М.А.Руффелем)

Середня глибина водосховища, м	3-4	5-6	7-8	9-10
Ширина забрудненої зони, м	100	150	200	250

Із переміщенням водних мас під дією вітрової течії відбувається основне розбавлення стічних вод. Початкова концентрація забруднюючих речовин C_n при цьому поступово зменшується. У забрудненій смузі, що утворюється, виникає найбільш забруднена струмина з максимальними концентраціями речовин $C_{макс}$. **Кратність основного розбавлення** n_o в цій струмині

Національний університет водного господарства та природокористування

для розрахункового пункту, розташованого від місця випуску стічних вод на відстані L, обчислюють наступним чином:

– в разі випуску у мілководдя або у верхню третину глибини

$$n_O = 1 + 0.412\left(L/\Delta X\right)^{0,627+0,0002\,L/\Delta X}, \quad (2.24)$$

$$\Delta X = 6,53H_{cp}^{1,167}, \quad (2.25)$$

– в разі випуску у нижню третину глибини

$$n_O = 1,85 + 2,32\left(L/\Delta X\right)^{0,41+0,0064\,L/\Delta X}, \quad (2.26)$$

$$\Delta X = 4,41H_{cp}^{1,167}, \quad (2.27)$$

де L - відстань від випуску до розрахункового пункту, м.

Кратність загального (повного) розбавлення у розрахунковому пункті n визначають за формулою (2.2).

Рівняння (2.22) та (2.24) можна використовувати лише в тому випадку, коли питома вага стічних і поверхневих вод однакова. Якщо ж стічні води мають більш високу температуру або менший твердий залишок (наприклад, при випуску в море), вони в районі випуску підіймаються на поверхню, що створює значну небезпеку забруднення прибережної смуги при напрямі вітру на берег. У цьому випадку надійніше використовувати формули (2.23) та (2.26).

Розрахунок за наведеними формулами М.А.Руффеля дає недостатньо точні результати для випадків випуску стічних вод у мілководну частину водойми. Крім того, ці формули не враховують впливу швидкості вітру на основне розбавлення, зокрема, дії сильних нагінних вітрів, які можуть різко погіршувати санітарну обстановку поблизу водозаборів.

Якщо не дотримуються умови застосування методу М.А.Руффеля, то розрахунок кратності початкового розбавлення n_n здійснюють за наведеною вище методикою розрахунку n_n для водотоків. Розрахунок кратності основного розбавлення може бути виконаний чисельним методом О.В.Караушева [7]. В разі наявності у водоймі сталих течій розрахунок кратності основного розбавлення можна виконати з використанням аналітичного рішення рівнянь турбулентної дифузії для зосередженого випуску стічних вод [22].

Якщо вітрові течії у водоймі мають регулярно навперемінний напрямок, чи береги водойми характеризуються неспокійною лінією, а випуск здійснюється у затокову чи мисову частину, або ж взимку після льодоставу відсутні вітрові течії, то описані вище методи є незастосовними. У цих випадках необхідно розробляти за участю спеціалізованих науково-дослідних інститутів методи розрахунку, орієнтовані на вирішення конкретних задач.

Національний університет
та природокористування

2.3. Самоочищення води у водних об'єктах

Для нормального протікання процесів самоочищення потрібно забезпечити певні **умови**, основною з яких є наявність у водному об'єкті після випуску в нього стічних вод певного запасу розчиненого кисню.

У водному об'єкті одночасно відбуваються два процеси: з одного боку, споживання кисню на мінералізацію органічних речовин, а з іншого - його поповнення за рахунок розчинення кисню, який надходить з поверхні водного дзеркала, тобто так звана **реаерація**.

Визначення величини споживання кисню найчастіше здійснюють, виходячи із припущення Стріттера і Фелпса, що біохімічне окислення органічних речовин у річковій воді, побутових стічних водах чи у суміші річкової води із побутовими стічними водами в першій (вуглецевій) фазі при наявності достатньої кількості розчиненого кисню досить точно описується рівнянням кінетики реакції першого порядку. Таким чином, швидкість біохімічного окислення органічних речовин (швидкість біохімічного споживання кисню) в процесі самоочищення річки при постійній температурі (за умови, що нові надходження забруднень відсутні) пропорційна концентрації органічних речовин у воді, тобто БПК води, що може бути виражене наступним диференційним рівнянням

$$\frac{dX_t}{dt} = k`_1 L_t, \qquad (2.28)$$

де X_t - кількість кисню, спожитого за час t після початку процесу біохімічного окислення; L_t - кількість кисню, необхідна для окислення органічних речовин, що лишилися у воді в момент часу t після початку процесу; $k`_1$ - коефіцієнт пропорційності (константа швидкості споживання кисню).

Якщо позначити кількість кисню, потрібну для біохімічного окислення всіх органічних забруднень, що містяться у воді, як L_a, то

$$L_t = L_a - X_t \text{ і}$$

$$\frac{dX_t}{dt} = k`_1 (L_a - X_t). \qquad (2.29)$$

Проінтегрувавши рівняння (2.29), отримаємо

$$-\ln(L_a - X_t) = k`_1 t + C. \qquad (2.30)$$

Оскільки при $t = 0$ значення X_t також дорівнює 0, отримуємо $C = -\ln L_a$. Тому

$$\ln(L_a - X_t) = \ln L_a - k`_1 t. \qquad (2.31)$$

Національний університет біоресурсів і природокористування

Прийнявши $k_1 = k`_1 \lg e$ і звільняючись від десяткових логарифмів, в результаті отримуємо рівняння процесу споживання кисню при біохімічному окисленні органічних речовин

$$L_t = L_a .10^{-k_1 t}, \tag{2.32}$$

$$X_t = L_a (1 - 10^{-k_1 t}), \tag{2.33}$$

де L_a - БПК суміші води водойми і стічних вод в момент їх випуску у водойму, мг/л; L_t - БПК суміші води водойми і стічних вод через t діб після випуску у водойму, мг/л; X_t - кількість кисню, спожитого за час t після початку процесу біохімічного окислення, мг/л; k_1 - константа швидкості біохімічного окислення органічних речовин (константа швидкості біохімічного споживання кисню), доба$^{-1}$.

Отримані рівняння ілюструє рисунок 2.5.

Рівняння (2.32) і (2.33) широко застосовуються для розрахунку процесів самоочищення водойм, для розрахунку біологічних ставків для очистки чи доочистки стічних вод, деяких інших споруд біологічної очистки.

Рівняння (2.32) і (2.33) можна представити і в іншому вигляді

$$k_1 = \frac{1}{t} \lg \frac{L_a}{L_t}, доба^{-1}; \tag{2.34}$$

$$t = \frac{1}{k_1} \lg \frac{L_a}{L_a - X_t}, доба. \tag{2.35}$$

Рівняння (2.34) використовується для визначення константи швидкості біохімічного окислення забруднень за результатами лабораторних досліджень. Із рівняння (2.35) визначимо час, протягом якого будуть окислені всі органічні речовини, які знаходяться у воді (тобто $X_t = L_a$)

$$t = \frac{1}{k_1} \lg \frac{L_a}{L_a - X_t} \to \infty. \tag{2.36}$$

Звідси слідує, що неможливо досягнути повної БПК за якийсь визначений час t , що суперечить експериментальним результатам і вказує на не зовсім точне математичне описання процесу розглядуваними рівняннями. В практичних розрахунках при застосуванні наведених рівнянь вводять обмеження, згідно яких БПК$_{повн}$ складає 99 % від її дійсної величини, тобто $X_t = 0{,}99 L_a$. Тоді

$$t = \frac{1}{k_1} \lg \frac{L_a}{L_a - 0{,}99 L_a} = \frac{2}{k_1}. \tag{2.37}$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

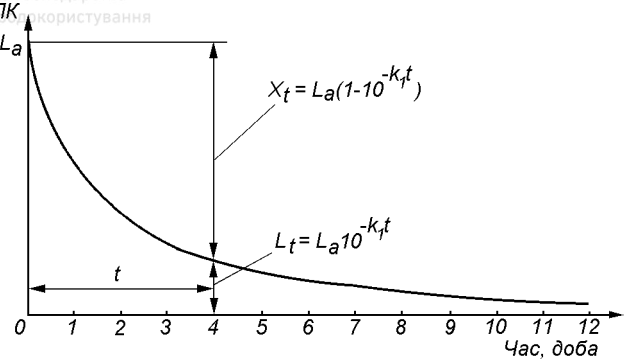


Рис. 2.5. Зміна БПК при самоочищенні водойми

Таким чином, вирішальне значення для точного математичного опису процесу біохімічного окислення має величина константи k_1, яка залежить, головним чином, від природи окислюваних органічних речовин (а точніше - від їх здатності до біохімічного окислення) і температури. При температурі 20 ^{O}C величина константи швидкості біохімічного окислення забруднень k_1 складає: 0,15-0,20 доба$^{-1}$ - для міських неочищених стічних вод; 0,08-0,12 доба$^{-1}$ - для міських біологічно очищених стічних вод; 0,1 доба$^{-1}$ - для суміші міських біологічно очищених стічних вод з водою водойми. При підвищенні температури T значення константи швидкості біохімічного окислення забруднень k_1 зростає. Фелпсом емпіричним шляхом знайдено, що для діапазону температур від 10 до 30 °C ця залежність має вигляд

$$k_{1(T)} = k_{1(20^o C)} 1{,}047^{T-20}. \qquad (2.38)$$

Розчинення кисню у воді, як і будь-якого іншого газу, може відбуватися лише до певної концентрації насичення - рівноважної концентрації, яка залежить від температури і парціального тиску газу, що відповідає його вмісту у повітрі. Таким чином, швидкість розчинення кисню у воді в кожний проміжок часу зворотно пропорційна ступеню насиченості води киснем або прямо пропорційна його дефіциту (недонасиченості).

Якщо позначити через D_a початковий дефіцит кисню, виражений часткою від повного дефіциту, а через D_t дефіцит кисню у воді через проміжок часу t, то процес його розчинення можна виразити рівнянням

$$D_t = D_a .10^{-k_2 t}, \qquad (2.39)$$

де k_2 - константа швидкості розчинення кисню, доба$^{-1}$.

Швидкість розчинення кисню залежить не тільки від його дефіциту, але і від ряду інших чинників, головними з яких є наступні: відношення площі дзеркала води до її об'єму, швидкість руху води, що забезпечує переміщення ненасичених порцій води до поверхні для контакту з атмосферою; температури води. У зв'язку з цим величина константи швидкості розчинення кисню k_2 виявляється різною для водойм з різними гідрологічними режимами: 0,05-0,15 доба$^{-1}$ - для водосховищ і слабкопроточних водойм; 0,20-0,25 доба$^{-1}$ - для річок з малою швидкістю течії (до 0,5 м/с); 0,3-0,8 доба$^{-1}$ - для річок з великою швидкістю течії (більше 0,5 м/с); 0,5-0,8 доба$^{-1}$ - для малих річок.

При визначенні величини реаерації водойм часто використовують **коефіцієнт** чи **величину реаерації**, яка показує, скільки кисню у грамах розчиняється в розрахунку на 1 м^2 поверхні водойми за одну добу. За спостереженнями для рівнинних річок величина чи коефіцієнт реаерації коливається в межах 0,5-5 г O_2 /(м^2.доба).

При одночасному протіканні процесів споживання і розчинення кисню у взаємно протилежному напрямі (один зменшує кількість розчиненого кисню, а другий збільшує її до стану насичення) кінцева швидкість зміни дефіциту кисню може бути виражена рівнянням його балансу

$$\frac{dD_t}{dt} = k_1 L_t - k_2 D_t, \qquad (2.40)$$

після інтегрування якого отримуємо рівняння дефіциту кисню (Стріттера-Фелпса) через проміжок часу t

$$D_t = \frac{k_1 L_a}{k_2 - k_1}(10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_a 10^{-k_2 t}. \qquad (2.41)$$

На рис. 2.6 показана схема зміни кисневого балансу при одночасному протіканні процесів споживання та розчинення кисню - так звана «крива кис-

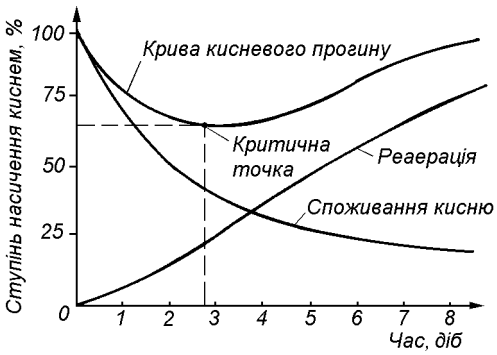


Рис. 2.6. Схема процесу споживання кисню, реаерації і результуюча крива вмісту у воді розчиненого кисню

невого прогину». Як видно з рисунка, загальний вміст розчиненого кисню спочатку падає до певного мінімуму, а потім (приблизно з четвертої доби) починає зростати. Місце найменшого вмісту кисню на кривій кисневого прогину має назву «критична точка». Вважається, що в інших точках чи місцях водойми концентрація розчиненого кисню буде завжди більшою, ніж у критичній точці.

Час $t_{кр}$, який відповідає мінімальному вмісту кисню у воді, може бути визначений з рівняння (2.41) шляхом прирівнювання до 0 першої похідної цього рівняння по t, звідки

$$t_p = \frac{\ln\left\{\frac{k_2}{k_1}\left[1 - \frac{D_a(k_2 - k_1)}{k_1 L_a}\right]\right\}}{k_2 - k_1}, доб. \qquad (2.42)$$

Кількість кисню, розчиненого у воді водойми, коливається на протязі доби. У денний час, коли інтенсивно протікають процеси фотосинтезу, ступінь насичення води киснем може досягати 200 %. Вночі концентрація кисню може зменшуватись до нуля. Оскільки вміст кисню в атмосферному повітрі за об'ємом складає приблизно 21 %, то він знаходиться під парціальним тиском 1/5 від атмосферного. Чистий кисень, що виділяється в процесі фотосинтезу, знаходиться під парціальним тиском, що дорівнює атмосферному, а тому його розчинність у 5 разів більша, ніж розчинність атмосферного кисню. Тому аналітичне визначення концентрацій кисню у воді водойм здійснюють у період до 12-ї години дня.

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

При розрахунках умов скидання стічних вод у поверхневі водні об'єкти спочатку визначають величину допустимої концентрації забруднюючої речовини у стічних водах $C_{ГДС}$, яка забезпечує нормативну якість води у контрольному створі з урахуванням вимоги (2.1), а потім обчислюють гранично допустимий скид речовин $ГДС$ за формулою

$$ГДС = qC_{ГДС}. \qquad (2.43)$$

Якщо фонова концентрація забруднюючої речовини у водному об'єкті не перевищує її ГДК, то $C_{ГДС}$ визначають за наведеними нижче формулами.

Національний університет водного господарства та природокористування

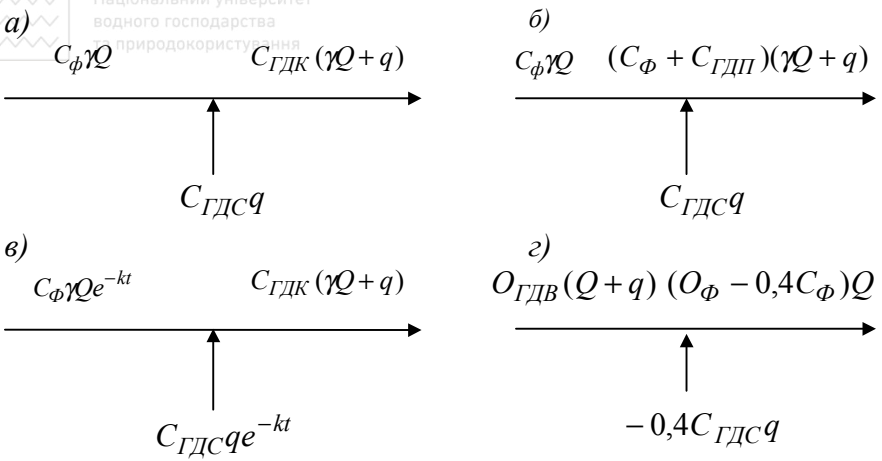


Рис. 2.7. Схеми масового балансу забруднюючих речовин для окремого випуску стічних вод у водотік за умови дотримання норм якості води у водному об'єкті: а - по гранично допустимій концентрації речовини у воді водного об'єкта без урахування неконсервативності речовин; в - те ж, з урахуванням неконсервативності речовин; б - по допустимому приросту до природного фону; г - з урахуванням вимог щодо вмісту у воді водного об'єкта розчиненого кисню

Для окремого випуску стічних вод у водні об'єкти **без урахування неконсервативності речовини** (рис. 2.7*а*) рівняння масового балансу за умови дотримання норм якості води у водному об'єкті після випуску стічних вод має вигляд

$$C_Ф\gamma Q + C_{ГДС}q \le C_{ГДК}(\gamma Q + q), \qquad (2.44)$$

де Q і q - витрати річкової та стічних вод в однакових одиницях виміру; γ - коефіцієнт змішування, який визначає частку розрахункових витрат водотоку Q, що реально може приймати участь у розбавленні стічних вод, і який визначається за формулою (2.7); $C_{ГДК}$ - гранично допустима концентрація речовини у водному об'єкті з урахуванням рівняння (2.1), г/м^3; $C_{ГДС}$ - допустима концентрація речовини у стічних водах, г/м^3; $C_ф$ - фонова концентрація забруднюючої речовини у водотоку вище випуску стічних вод, що розглядається, г/м^3.

Виходячи з рівняння (2.44), допустиму концентрацію речовини у стічних водах $C_{ГДС}$ визначають за виразом

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$C_{ГДС} = n\left(C_{ГДК} - C_{Ф}\right) + C_{Ф}, \tag{2.45}$$

де n - кратність розбавлення стічних вод у контрольному створі водотоку (рівняння 2.6).

При встановленні допустимих концентрацій у стічних водах речовин, для яких нормується **приріст до природного фону** - завислі речовини, алюміній, мідь, молібден, селен, телур, фтор та ін., рівняння масового балансу має вигляд (рис.7*б*)

$$C_{Ф}\gamma Q + C_{ГДС}q \le \left(C_{Ф} + C_{ГДП}\right)\left(\gamma Q + q\right), \tag{2.46}$$

де $C_{ГДП}$ - гранично допустимий приріст вмісту речовини до природного фону, г/м^3.

У цьому випадку $C_{ГДС}$ визначають за виразом

$$C_{ГДС} = nC_{ГДП} + C_{Ф}, \tag{2.47}$$

З урахуванням неконсервативності (швидкості розкладання) забруднюючої речовини (рис.7*в*) рівняння масового балансу має вигляд

$$C_{Ф}\gamma Q \cdot 10^{-k_P t} + C_{ГДС}q \cdot 10^{-k_{св}t} \le C_{ГДК}\left(\gamma Q + q\right), \tag{2.48}$$

де k_p і $k_{св}$ - коефіцієнти неконсервативності для річкової і стічних вод, доба$^{-1}$, які приймаються на підставі натурних спостережень або довідкових даних і перераховуються залежно від температури та швидкості течії води у водотоку [7]; t - час добігання від місця випуску стічних вод до розрахункового створу, діб, який дорівнює відношенню відстані між цими пунктами по фарватеру до середньої швидкості течії річкової води на цій ділянці.

Звідси $C_{ГДС}$ визначають за формулою

$$C_{ГДС} = n\left(C_{ГДК}\,10^{kt} - C_{Ф}\right) + C_{Ф}, \tag{2.49}$$

де k - усереднене значення коефіцієнта неконсервативності для річкової та стічної води, доба$^{-1}$;

Для деяких показників, що найчастіше використовуються у розрахунках, значення коефіцієнтів неконсервативності наведені у табл.2.9.

При встановленні допустимого вмісту у стічних водах органічних речовин по показнику біохімічної потреби кисню (БПК) розрахункова формула має вигляд

$$C_{ГДС} = n\left[\left(C_{ГДК} - C_{ОД}\right)\cdot 10^{k_1 t} - C_{Ф}\right] + C_{Ф}, \tag{2.50}$$

де k_1 - усереднене значення коефіцієнта неконсервативності органічних речовин, які обумовлюють $БПК_{повн}$ фону та стічних вод, доба$^{-1}$; $C_{ОД}$ - $БПК_{повн}$,

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 2.9

Коефіцієнти неконсервативності речовин при температурі 20°С для основи десяткових логарифмів [11]

Речовина (показник)	Значення коефіцієнта неконсервативності k, доба$^{-1}$		
	за С.М.Чер-кінським	за довідником проек-тувальника [7]	за даними ВНДІВО
$БПК_{20}$	0,10	-	-
Азот амонійний	-	0,030	0,069 - 0,207
Азот нітритів	-	4,69	0,030 - 4,69
Азот нітратів[1)]	-	-	0,049 - 0,075
Розчинений кисень[2)]	0,20	0,15 - 0,78	0,12 - 0,20
Нафтопродукти	-	0,019	-
Фенол	-	0,139	-
СПАР	-	0,020	-

Примітки: 1) Наведений коефіцієнт інтенсивності споживання азоту нітратів фітопланктоном.

2) Наведений коефіцієнт реаерації атмосферного кисню.

обумовлена метаболітами та органічними речовинами, що змиваються у водотік атмосферними опадами з площі водозбору на останній ділянці шляху перед контрольним створом довжиною 0,5 добового пробігу [7].

Величина $C_{ОД}$ приймається (г/м^3): для гірських річок - 0,6-0,8; для рівнинних річок, що протікають територією, ґрунти якої не дуже багаті на органічні речовини - 1,7-2; для річок болотного живлення або таких, що протікають територією, з якої змивається підвищена кількість органічної речовини - 2,3-25. Якщо відстань від випуску стічних вод до контрольного створу менша за 0,5 добового пробігу, то $C_{ОД}$ приймається рівною нулю [7].

Розрахунки за формулою (2.50) рекомендується здійснювати у тому випадку, якщо відстань від місця випуску стічних вод до розрахункового створу достатньо велика. Якщо ж ця відстань незначна, і води проходять її протягом декількох годин, то у розрахунках можна знехтувати процесами самоочищення, які відбуваються на даному шляху. В такому разі для обчислення використовують більш просту формулу (2.45).

При встановленні необхідного ступеня очистки стічних вод від органічних речовин з урахуванням вимог щодо вмісту розчиненого кисню допустиму максимальну величину $БПК_{повн}$ стічних вод, що надходять у водотік, визначають, виходячи з вимог дотримання у воді водного об'єкта мінімально допустимого вмісту розчиненого кисню $O_{ГДВ}$ після скидання стічних вод. Кисневий режим у водоймах визначають для літнього і зимового (після встановлення льодоставу) періодів, а за розрахунковий приймають найбільш несприятливий період.

Національний університет водного господарства та природокористування

Існують декілька способів визначення допустимого навантаження стічних вод на водний об'єкт за вмістом розчиненого кисню [7, 18, 23]. Найбільш простий спосіб обчислення грунтується на урахуванні поглинання стічними водами тільки того розчиненого кисню, який міститься у поверхневих водах до місця скиду стічних вод, при цьому процесами розчинення кисню у поверхневих водах (реаерації) та його утворення внаслідок фотосинтезу нехтують. Вважається, що у випадку, якщо вміст розчиненого кисню у річковій воді не стане нижчим за $O_{ГДВ}$ протягом перших двох діб, то таке зменшення не відбудеться і в подальшому. Цю умову можна виразити наступним рівнянням масового балансу (рис. 7*г*)

$$O_{Ф}Q - 0{,}4\left(C_{Ф}Q + C_{ГДС}q\right) = O_{ГДВ}\left(Q + q\right), \tag{2.51}$$

де $O_{ф}$ - фоновий вміст розчиненого кисню у поверхневих водах до місця випуску стічних вод, г/м^3; $C_{ф}$ - БПК$_{повн}$ поверхневих вод до місця випуску стічних вод, г/м^3; $O_{ГДВ}$ - найменший допустимий вміст розчиненого кисню, який повинен залишатися у воді водного об'єкта, г/м^3; 0,4 - коефіцієнт для перерахунку БПК$_{повн}$, що визначається лабораторним шляхом, у дводобову БПК$_2$. Коефіцієнт змішування γ в цьому рівнянні не враховується, оскільки вважається, що через дві доби відбудеться практично повне змішування поверхневих вод із стічними.

З цієї умови допустима БПК$_{повн}$ стічних вод дорівнює

$$C_{ГДС} = \frac{Q}{0{,}4q}\left(O_{Ф} - 0{,}4C_{Ф} - O_{ГДВ}\right) - \frac{O_{ГДВ}}{0{,}4}. \tag{2.52}$$

При визначенні необхідного ступеня очистки стічних вод за органічними речовинами приймається найменша з величин БПК, обчислених за рівняннями (2.50) і (2.52).

При визначенні допустимого вмісту у стічних водах **кислот** і **лугів** враховують нейтралізуючу здатність природних вод, які завжди містять деяку кількість бікарбонатів. Через гідроліз останніх утворюється певний надлишок гідроксильних іонів, що й дозволяє нейтралізувати відповідну кількість кислоти. Для того, щоб бікарбонати знаходилися у розчині, необхідна присутність у воді розчиненої рівноважної вільної вуглекислоти. Її наявність дозволяє нейтралізувати відповідну кількість лугу. Нейтралізація лугів відбувається, крім того, за рахунок бікарбонатів через утворення карбонатів, що не піддаються гідролізу. Таким чином, вода природних водойм має одночасно і лужний, і кислий резерв, який і зумовлює її здатність нейтралізувати кислоти та луги.

Зв'язок між pH води і концентраціями бікарбонатів та вільної вуглекислоти характеризує рівняння

$$pH = pK_1 + \lg\frac{0{,}72HCO_3^-}{CO_2^в} - \frac{\sqrt{\mu}}{1+\sqrt{\mu}}, \qquad (2.53)$$

де HCO_3^- і $CO_2^в$ - концентрації бікарбонатів та вільної вуглекислоти, мг/л; pK_1 - від'ємний логарифм константи першого ступеня дисоціації вугільної кислоти, яка залежить від температури (табл. 2.10); μ - іонна сила розчину.

Таблиця 2.10

Константа першого ступеня дисоціації вугільної кислоти K_1 [18]

Температура, °С	0	10	20	25	30
K_1	$2.61\cdot10^{-7}$	$3.34\cdot10^{-7}$	$4.05\cdot10^{-7}$	$4.31\cdot10^{-7}$	$4.52\cdot10^{-7}$

При надходженні у водойму кислоти (наприклад, соляної HCl) відбувається її нейтралізація з руйнуванням бікарбонатів та вивільнення вуглекислоти

$$Ca(HCO_3)_2 + 2HCl \rightarrow CaCl_2 + 2H_2O + 2CO_2.$$

Концентрація бікарбонатів при цьому зменшується, а концентрація вільної вуглекислоти - збільшується. Величина pH води в цьому випадку визначається за рівнянням

$$pH = pK_1 + \lg\frac{0{,}72HCO_3^- - x}{CO_2 + x} - \frac{\sqrt{\mu}}{1+\sqrt{\mu}}, \qquad (2.54)$$

де x - кількість вивільненої вуглекислоти, мг/л.

В разі одночасного скидання кислот різного типу величину x визначають як суму кількостей вуглекислоти, що вивільнюються кожною з кислот, які надходять у водойму.

Згідно санітарних вимог активна реакція pH суміші стічних і поверхневих вод у контрольному створі водного об'єкта має бути не меншою 6,5 і не більшою 8,5. Звідси допустиму концентрацію кислот у стічних водах в мг-екв/л можна обчислити за формулою

$$\left[C_K\right] = n\frac{\left[HCO_3^-\right] - \frac{CO_2}{44}10^{pH_N - pK_1 + \sqrt{\mu}/\left(1+\sqrt{\mu}\right)}}{1+10^{pH_N - pK_1 + \sqrt{\mu}/\left(1+\sqrt{\mu}\right)}}, \qquad (2.55)$$

де $\left[HCO_3^-\right]$ - бікарбонатна лужність води, мг-екв/л; CO_2^- - концентрація розчиненої вуглекислоти, мг/л; pH_N - нормативне значення pH (у випадку скидання кислот приймається 6,5).

Національний університет водного господарства та природокористування

В разі надходження у водойму лугів вони нейтралізуються, взаємодіючи з вільною вуглекислотою та бікарбонатами за рівняннями

$$2NaOH + CO_2 = Na_2CO_3 + H_2O;$$
$$2NaOH + Ca(HCO_3)_2 = Na_2CO_3 + CaCO_3 + 2H_2O;$$
$$Ca(OH)_2 + CO_2 = CaCO_3 + 2H_2O;$$
$$Ca(OH)_2 + Ca(HCO_3)_2 = 2CaCO_3 + 2H_2O.$$

При цьому одночасно зменшується концентрація як вільної вуглекислоти, так і бікарбонатів. Кожний міліграм лугів, що надійшли у поверхневі води, зв'язується з y мг/л вільної вуглекислоти та кількістю бікарбонатів, що дорівнює 0,273 y. У цьому випадку величина pH дорівнює

$$pH = pK_1 + \lg\frac{0{,}72HCO_3^- - 0{,}273y}{CO_2 - y} - \frac{\sqrt{\mu}}{1+\sqrt{\mu}}. \qquad (2.56)$$

Звідси допустиму концентрацію лугів у стічних водах в мг-екв/л можна обчислити за формулою

$$[C_л] = n\frac{\left[HCO_3^-\right] - \frac{CO_2}{44}10^{pH_N - pK_1 + \sqrt{\mu}/\left(1+\sqrt{\mu}\right)}}{0{,}273 - 10^{pH_N - pK_1 + \sqrt{\mu}/\left(1+\sqrt{\mu}\right)}}, \qquad (2.57)$$

де нормативне значення pH_N приймається 8,5.

Температура стічних вод, при якій дотримуються санітарні вимоги стосовно температури води у контрольному створі, з рівняння масового балансу (2.46) становить

$$T_{ГДС} = nT_{ГДП} + T_Ф, \qquad (2.58)$$

де $T_ф$ - максимальна температура води водойми до випуску стічних вод вліткy, °С; $T_{ГДП}$ - допустиме збільшення температури води водного об'єкта (табл. 2.1).

Слід також зазначити, що у випадках, коли фонова забрудненість водного об'єкта за якимись показниками не відповідає ГДК та обумовлена господарськими факторами, які не піддаються впливу, то гранично допустимий скид відповідних речовин встановлюють, виходячи з перенесення нормативних вимог до якості води водоприймача безпосередньо на стічні води.

У тих випадках, коли фонова забрудненість водного об'єкта обумовлена природними причинами, гранично допустимий скид відповідних речовин встановлюють, виходячи з умов дотримання в контрольних створах природної фонової якості води, що сформувалася. Це відноситься, наприклад, до водних об'єктів з підвищеним вмістом у воді мінеральних солей, заліза і т.ін.

До природних факторів формування якості води належать такі, що не входять до господарської ланки кругообігу води (включаючи стічні, скидні та дренажні) і не піддаються штучному регулюванню, тобто надходження забруднень з атмосфери, в результаті схилового чи тальвегового стоку та підземного живлення тощо.

Для скидів стічних вод в межах населених пунктів ГДС встановлюють, виходячи з перенесення нормативних вимог до складу і властивостей води водних об'єктів на самі стічні води [4]. При цьому слід керуватися тим, що використання водних об'єктів в межах населених пунктів відноситься до категорії комунально-побутового водокористування. При скиданні стічних вод у водний об'єкт через розпорошуючі випуски, що гарантують необхідне їх змішування і розбавлення, нормативні вимоги до складу і властивостей води мають забезпечуватися у створі початкового розбавлення розпорошуючого випуску.

Для створів водотоків, розташованих на початку розрахункової ділянки водного об'єкта або басейну, включаючи фонові створи при розрахунках ГДС речовин без застосування басейнового принципу, а також для створів водойм поза зоною впливу стічних вод за регламентованих розрахункових умов, за фонову приймається якість води у найменш забрудненому пункті водойми. У цих випадках вона визначається, як правило, шляхом обробки даних натурних спостережень за відомими методиками. Якщо у прикордонному або іншому створі, де повинні дотримуватися норми якості води, визначене таким чином значення якогось показника не задовольняє встановленим нормам, розрахункове фонове значення цього показника приймається рівним нормативному.

Для всіх підприємств-водокористувачів встановлений ГДС не повинен перевищувати показників скиду речовин, що можуть бути досягнуті при застосуванні типового способу очистки цієї категорії стічних вод, навіть якщо водний об'єкт дозволяє скидати значно більші їх величини. Як вже вказувалось, для господарсько-побутових стічних вод - це рівень повної біологічної очистки з нормативами гранично допустимого вмісту забруднюючих речовин у стічних водах, наведеними у розділі 2.1 [24].

При встановленні ГДС допустимі концентрації речовин у стічних водах діючого підприємства не повинні перевищувати фактичних середніх, проектних та відповідних типовому способу очищення концентрацій речовин для даного випуску стічних вод за винятком тих речовин, концентрації яких зростають в процесі очистки (азот нітратів і нітритів).

Допустимі концентрації речовин у стічних водах не повинні призначатися меншими їх нормативних значень для водоприймача за винятком випадків, коли фактичні концентрації речовин у стічних водах менші нормативних для водоприймача, а також коли враховується ЛОШ речовин.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Література

1. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. - К., 1994.
2. ГОСТ 17.1.1.01-77 (СТ СЭВ 3544-82). Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения.
3. Водний кодекс України. // ВВР. - 1995. - № 24. - С.190.
4. Правила охраны поверхностных вод. - М., 1975. - 38 с.
5. Правила охраны от загрязнения прибрежных вод морей. - М., 1984. - 108 с.
6. Дополнительный перечень предельно-допустимых концентраций вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов к приложению № 3 "Правил охраны поверхностных вод", № 1-9: Утв. Главрыбводом № 30-11-22, 1983-1989 гг. - 21 с.
7. Канализация населенных мест и промышленных предприятий / Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с., ил. - (Справочник проектировщика).
8. СанПиН № 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. - М.: Минздрав СССР, 1988. - 70 с.
9. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. № 12-04-11 від 9.08.1990 р.
10. Додатковий перелік № 1 ГДК шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. № 12-04-11 від 28.12.1990 р.
11. Методические указания по применению правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. - М.; Х.: ВНИИВО, 1982. - 81 с.
12. Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов - приемников сточных вод. - М.: Стройиздат, 1984. - 263 с.
13. Національний план дій з гігієни довкілля на 2000-2005 рік. Схвалено постановою КМУ 13.10.2000 р., № 1556. - К.: МОЗ України, Мінекобезпеки України, 1998.
14. Афанасьева А.Ф., Сирота М.Н., Савельева Л.С., Эпов А.Н. Очистка хозяйственно-бытовых сточных вод и обработка осадков. - М.: Изд-во «Изограф», 1997. - 96 с.
15. P.Hlavinek, D.Novotný. Intenzifikace čistíren odpadních vod. - Brno, Noel 2000, 1996. - 268 с.
16. Karl i Klaus R. Imhoff. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO, Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
17. Методика расчета предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ в водные объекты со сточными водами. - Х.: ВНИИВО, 1990. - 113 с.
18. Лапшев Н.Н. Расчеты выпусков сточных вод. - М.: Стройиздат, 1977. - 86 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

19. Жуков А.И., Монгайт И.Л., Родзиллер И.Д. Канализация промышленных предприятий (очистка сточных вод). - М.: Госстройиздат, 1962. - 604 с.
20. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы. - М.: Стройиздат, 1977. - 223 с.
21. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. А.В.Караушева. - Л.: Гидрометеоиздат, 1987. - 285 с.
22. Озмидов Р.В. Диффузия примесей в океане. - Л.: Гидрометеоиздат, 1986. - 129 с.
23. Василенко А.А. Водоотведение. Курсовое проектирование. - К.: Выща шк. Головное изд-во, 1988. - 256 с.
24. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 р., № 465.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 3

МЕТОДИ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД І ОБРОБКИ ОСАДІВ, СХЕМИ ОЧИСНИХ СТАНЦІЙ

3.1. Методи очистки стічних вод і обробки осадів

Для очистки стічних вод в наш час використовують методи механічної, біологічної і фізико-хімічної очистки, а також знезаражування.

Механічна очистка забезпечує видалення із стічних вод частини нерозчинних домішок. Основними методами механічної очистки стічних вод є проціджування, відстоювання, флотація і мікрофільтрування.

Проціджування через решітки (іноді через сита) дозволяє видалити із стічних вод крупні покидьки (тканину, папір, кістки, залишки фруктів, овочів тощо).

В процесі **відстоювання** стічних вод відбувається їх освітлення шляхом гравітаційного осадження нерозчинних домішок, що мають густину, більшу ніж густина води, і спливання нерозчинних домішок з густиною меншою ніж густина води (жири, масла, нафтопродукти).

Пісок і інші важкі мінеральні домішки затримуються у піскоуловлювачах при короткочасному відстоюванні стічних вод. Основна маса нерозчинних органічних домішок затримується у первинних відстійниках. На відміну від очисних споруд виробничих стічних вод на міських очисних станціях не влаштовуються спеціальні жиро-, нафто- чи смолоуловлювачі. Ці функції виконують первинні відстійники, які обладнуються спеціальними пристроями для збирання і видалення спливаючих домішок.

Флотація - це метод видалення нерозчинних домішок, при якому вони спливають у вигляді флотоагрегатів. Флотоагрегати - це грубодисперсні частинки, що об'єднані з бульбашками газу (найчастіше - повітря). Споруди для очистки стічних вод флотацією називають флотаційними установками чи флотаційними камерами.

При **мікрофільтруванні** для відділення нерозчинних домішок стічні води фільтрують через спеціальні сітки, тканину чи фільтруюче завантаження. Основні споруди для очистки стічних вод мікрофільтруванням - це барабанні сітки, мікрофільтри і фільтри із зернистим завантаженням.

Методами механічної очистки можна виділити із стічних вод до 60 % нерозчинних домішок. Залишкові нерозчинні домішки надходять на споруди біологічної очистки стічних вод. Вважається, що ефективність зниження $БПК_{повн}$ при механічній очистці (збовтані проби) досягає 20 %, хоча, виходячи із наведеної у табл. 25 СНиП 2.04.03-85 питомої кількості забруднень на

Національний університет
одного жителя, розрахункова ефективність зниження $БПК_{повн}$ при механічній очистці складає 46,7 %.

Механічну очистку як самостійний метод можна використовувати у виключних випадках при скиданні стічних вод у потужні водойми на першому етапі будівництва очисних споруд. У більшості випадків механічна очистка розглядається як попередній етап перед біологічною очисткою стічних вод.

Біологічна очистка стічних вод застосовується для видалення із стічних вод основної маси органічних забруднень, що знаходяться у розчинній, колоїдній і нерозчинній формі (тих, що лишилися у стічних водах після механічної очистки). Однак існують технології, у яких попереднє освітлення стічних вод не здійснюється, тобто на біологічну очистку надходять всі забруднення, що знаходяться у стічних водах.

Біологічна очистка стічних вод полягає у мінералізації (окисленні) органічних забруднень аеробними мікроорганізмами, для яких ці речовини є джерелом живлення. При очистці міських стічних вод використовуються тільки аеробні методи біологічної очистки; при очистці висококонцентрованих виробничих стічних вод можна застосовувати як аеробні, так і анаеробні методи.

Споруди для біологічної очистки стічних вод поділяють на дві групи:

1. Споруди, в яких біологічна очистка стічних вод відбувається в умовах, близьких до природних (природна очистка стічних вод): поля фільтрації, поля зрошення і біологічні ставки;
2. Споруди, в яких біологічна очистка стічних вод відбувається в штучно створених умовах (штучна біологічна очистка стічних вод): біофільтри, аеротенки, а також комбіновані споруди.

Біологічна очистка стічних вод може бути повною чи неповною. При **повній біологічній очистці** залишкова $БПК_{повн}$ стічних вод складає 15-20 мг/л. При цьому із міських стічних вод видаляється більше 85 % органічних забруднень. При **неповній біологічній очистці** залишкова БПК стічних вод перевищує 20 мг/л, а концентрації органічних забруднень знижуються на 50-75 %.

Традиційні споруди для штучної біологічної очистки стічних вод (аеротенки, біофільтри) у кращому випадку забезпечують зниження $БПК_{повн}$ до 15 мг/л, менших концентрацій досягнути практично неможливо. У тих випадках, коли необхідна $БПК_{повн}$ менша 15 мг/л, стічні води доочищають.

Фізико-хімічна очистка може використовуватись, коли у міських стічних водах більше 50 % складають виробничі стічні води, а у складі їх забруднюючих речовин багато таких, що не окислюються біохімічним шляхом.

До методів фізико-хімічної очистки стічних вод відносяться: реагентна очистка, сорбція, екстракція, хімічне окислення, електрохімічні методи.

Найчастіше для фізико-хімічної очистки стічних вод застосовують реагентні методи з використанням традиційних коагулянтів $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $FeSO_4$, CaO. Можуть використовуватись також синтетичні флокулянти - катіонні, аніонні, неіоногенні, що покращують процеси коагуляції грубодисперсних і колоїдних домішок стічних вод. В результаті реагентної обробки відбувається коагуляція забруднень, що знаходяться у грубодисперсній і колоїдній формах, і одночасно сорбція на утворюваних пластівцях частини нерозчинних органічних сполук, а також іонів важких металів, нафтопродуктів, ПАР тощо. Відділення утворюваного осаду здійснюється у відстійниках, освітлювачах із завислим шаром осаду, флотаційних камерах, фільтрах і інших спорудах.

Реагентна обробка не забезпечує зниження БПК до 15-20 мг/л, тобто до рівня повної біологічної очистки, тому після реагентної обробки необхідна доочистка стічних вод, яка полягає у вилученні органічних і інших забруднень, що залишилися у воді. З цією метою найчастіше використовують **сорбційні** методи. Як сорбент використовується звичайно активоване вугілля. Крім дорогого і дефіцитного активованого вугілля можна використовувати також золу котельних, деякі види глин і відходів виробництва.

Хімічне окислення також використовується для видалення із стічних вод залишкових, переважно органічних забруднень після будь-якої попередньої очистки стічних вод. Використовуються сильні хімічні окислювачі: хлор, озон, перекис водню, перманганат калію. Для фізико-хімічної очистки стічних вод використовуються також **електрохімічні** методи - електрокоагуляція, електрофлотація, анодне окислення.

Фізико-хімічними методами можна здійснити глибоку очистку стічних вод із зниженням $БПК_{повн}$ до 3 мг/л і менше, з повним видаленням біологічно неокислюваних забруднень, завислих речовин, фосфатів, іонів важких металів, ПАР.

Знезаражування використовується для знищення збудників різноманітних захворювань (патогенної мікрофлори), що лишилися в очищених стічних водах. Для знезаражування міських стічних вод найчастіше використовують хлорування з використанням хлору чи хлорного вапна. Можливе використання також озонування, ультрафіолетової, ультразвукової, радіаційної обробки й інших методів.

Останнім часом зросли вимоги до охорони водойм від забруднення, і необхідний ступінь очистки часто перевищує можливості біологічного методу очистки стічних вод. Наприклад, $БПК_{повн}$ стічних вод, що скидаються у рибогосподарські водойми, в деяких випадках повинна складати 3-6 мг/л. Обмежений скид у водойми також біогенних елементів (азоту, фосфору), оскільки це призводить до евтрофікації водойм - тобто до інтенсивного розвитку водоростей. Доочистка біологічно очищених стічних вод необхідна у

Національний університет
багатьох випадках для видалення важкоокислюваних і неокислюваних органічних забруднень, іонів важких металів і інших забруднень, що не видаляються біохімічним шляхом.

Для **доочистки** біологічно очищених стічних вод використовуються наступні основні методи:

1. Фільтрування через сітчасті фільтри (мікрофільтри, барабанні сітки);
2. Фільтрування через зернисті завантаження (пісок, керамзит, антрацит, вугілля, спінений полістирол);
3. Доочистка в біоставках;
4. Фізико-хімічна доочистка, для якої, крім вже згаданих вище методів фізико-хімічної очистки стічних вод, застосовують також методи іонного обміну і гіперфільтрації.

Ефективність різних способів очистки стічних вод наведена в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

Ефективність різних способів очистки стічних вод

Споруди	Зменшення, %		
	$БПК_{повн}$ збовтаних проб	концентрацій завислих речовин	вмісту бактерій
Решітки	5-10	5-20	10-20
Відстійники	25-40	40-70	27-75
Високонавантажувані біофільтри	65-90	65-92	70-90
Краплинні біофільтри	80-95	70-92	90-95
Аеротенки на неповну очистку	50-75	80	70-90
Аеротенки на повну очистку	85-95	85-95	90-98
Поля фільтрації	90-95	85-95	95-98
Хлорування біологічно очищених стічних вод	-	-	98-99

При очистці чи доочистці стічних вод будь-яким із розглянутих методів утворюються **осади** (шлами), в яких сконцентрована основна маса домішок і забруднень, вилучених із стічних вод.

Крупні покидьки з решіток вивозяться на звалища, спалюються, або після подрібнення спрямовуються в метантенки для наступного зброджування разом з іншими осадами очисної станції. Осад із піскоуловлювачів, що вміщує пісок і інші мінеральні домішки, подається на піскові майданчики де зневоднюється в природних умовах і далі вивозиться для утилізації.

Сирий осад первинних відстійників вміщує до 60 % всіх нерозчинних домішок стічних вод. Вміст органічної речовини у сирому осаді складає в середньому 30 %. У сирому осаді міститься велика кількість яєць гельмінтів і хвороботворних бактерій. При біологічній очистці стічних вод в аеротенках утворюється надлишковий активний мул, а на біофільтрах - надлишкова біо-

плівка. У складі сухої речовини цих осадів 70-80 % - це органічна речовина, з якої приблизно половина - це білкові продукти. Значна кількість осадів утворюється при фізико-хімічній очистці стічних вод. Крім забруднень, що вилучаються із стічних вод, такі осади містять також ще і гідроксиди алюмінію чи заліза, інші сполуки, що утворюються в процесі реагентної обробки.

Сирий осад первинних відстійників, надлишковий активний мул і надлишкова біоплівка легко загнивають з утворенням неприємних запахів, надзвичайно небезпечні у санітарно-гігієнічному відношенні, погано зневоднюються, мають високу вологість, значні об'єми і тому потребують спеціальної обробки, передусім стабілізації. Загальна кількість осадів, що утворюються на міських очисних станціях, складає 1-3 % від витрати очищуваних стічних вод.

Основними методами обробки осадів міських стічних вод є їх ущільнення, стабілізація, кондиціонування, зневоднення, термічне сушіння і спалювання.

Ущільнення здійснюють з метою зниження вологості, об'єму і маси сирих осадів. Звичайно ущільнюють надлишковий активний мул, який має вологість 99,2-99,7 % (концентрація сухої речовини 3-8 г/л). Вологість ущільненого мулу складає 94-98 %. В окремих випадках ущільнюють суміш надлишкового активного мулу і сирого осаду. Для ущільнення використовують гравітаційні і флотаційні методи, а також згущення у полі відцентрових сил на центрифугах і сепараторах.

Стабілізація (мінералізація) осадів здійснюється з метою запобігання їх загниванню, а також зменшення маси сухої речовини за рахунок мінералізації (розкладання) частини органічних речовин осаду.

Основними методами стабілізації осадів їх анаеробне зброджування, аеробна, хімічна чи високотемпературна стабілізація.

Анаеробне зброджування осадів здійснюється в метантенках, двоярусних відстійниках, перегнивачах. В результаті зброджування під дією анаеробних мікроорганізмів розкладається до 40-50 % органічної речовини осаду з утворенням метану CH_4 і вуглекислоти CO_2. Органічна речовина, що лишилась, стає стабільною.

Аеробна стабілізація осадів здійснюється в спорудах, які називаються аеробними стабілізаторами. При інтенсивній аерації активного мулу чи його суміші з сирим осадом первинних відстійників відбувається біохімічне окислення частини органічних речовин осаду (30-40 %), внаслідок чого він стає стабільним.

Хімічна стабілізація полягає у змішуванні осадів з вапном. Внаслідок цього pH осадів зростає до 11,5, що призводить до припинення біохімічних процесів їх загнивання. Стабілізація осадів може досягатись також їх хлору-

Національний університет
та природокористування
ванням чи витримуванням протягом певного часу при підвищених температурах.

Кондиціонування сирих чи стабілізованих осадів здійснюють з метою покращання їх водовіддаючих властивостей. З цією метою осади піддають промиванню, обробці коагулянтами чи флокулянтами, високотемпературній обробці, заморожуванню-таненню.

Зневоднення здійснюють шляхом природного підсушування стабілізованих осадів на мулових майданчиках до вологості 80-85 % чи шляхом механічного зневоднення попередньо кондиціонованих стабілізованих чи сирих осадів на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах або центрифугах до вологості 65-75 %.

При необхідності, для додаткового зниження вологості осадів до 5-40 % після їх механічного зневоднення, застосовується **термічне сушіння** осадів у спеціальних сушарках. **Спалювання** осадів у спеціальних печах здійснюється при неможливості їх утилізації, нестачі територій для захоронення чи при наявності в осадах токсичних домішок.

3.2. Технологічні схеми очисних споруд

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Очисна станція є комплексом споруд, пристроїв і комунікацій, які служать для очистки стічних вод, обробки утворюваних при цьому осадів, а також допоміжних об'єктів, необхідних для здійснення, управління і контролю технологічних процесів, створення відповідних умов роботи обслуговуючого персоналу, забезпечення станції електроенергією, теплом, матеріалами і реагентами.

Комплекс споруд для очистки стічних вод і обробки осадів, розміщений у певній технологічній послідовності, називають **технологічною схемою**. Звичайно технологічна схема включає в себе споруди для механічної і біологічної очистки, доочистки і знезаражування стічних вод, обробки осадів (рис. 3.1). Технологічна схема очистки стічних вод приймається у відповідності до норм проектування окремих споруд і техніко-економічних розрахунків в залежності від:

- складу та властивостей стічних вод;
- необхідного ступеня очистки стічних вод;
- продуктивності очисної станції;
- потужності водойми, в яку скидаються очищені стічні води;
- методу утилізації утворюваних осадів;
- місцевих умов (геології, рівня грунтових вод, рельєфу місцевості, розмірів майданчика під очисні споруди й розмірів санітарно-захисної зони, наявності джерел енергопостачання, комунікацій тощо).

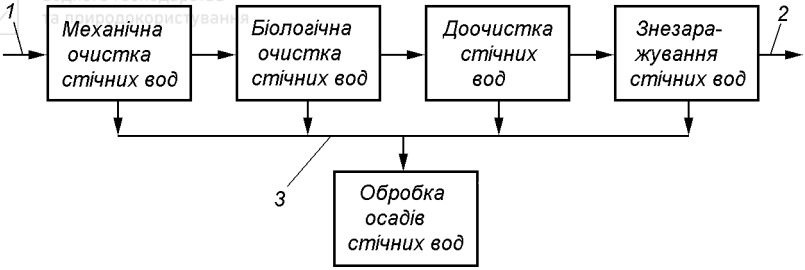


Рис. 3.1. Блок-схема процесу очистки міських стічних вод:
1 - очищувані стічні води; 2 - очищені стічні води; 3 - осади, утворювані в процесі очистки стічних вод

Споруди для очистки стічних вод розміщуються за висотою на майданчику очисних споруд таким чином, щоб очищувані стічні води із однієї споруди в іншу надходили самопливом.

Не зважаючи на значний діапазон можливих продуктивностей очисних станцій, відомі коливання складу та властивостей стічних вод і зміни необхідного ступеня їх очистки, різноманітні місцеві умови, існує однак декілька найбільш уживаних технологічних схем очистки міських стічних вод, які будуть розглянуті нижче.

Таблиця 3.2

Площі, необхідні для розміщення очисних станцій, га

Витрата стічних вод, м^3/добу	Тільки механічна очистка	Поля фільтрації	Аеротенки чи високонавантажувані біофільтри
5000	0,5-0,7	30-50	1-1,25
10000	0,8-1,2	60-100	1,5-2
15000	1-1,5	90-150	1,85-2,5
20000	1,2-1,8	120-200	2,2-3
30000	1,6-2,5	180-300	3-4,5
40000	2-3,2	240-400	4-6
50000	2,5-3,8	300-500	5-7,5
75000	3,75-5	450-750	7,5-10
100000	5-6,25	600-1000	10-12,5

Найпростіша з них - технологічна схема очистки міських стічних вод у природних умовах, зображена на рис. 3.2. Вона застосовується при витратах очищуваних стічних вод до 10000 м^3/добу при наявності достатніх розмірів майданчика під очисні споруди (табл. 3.2).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

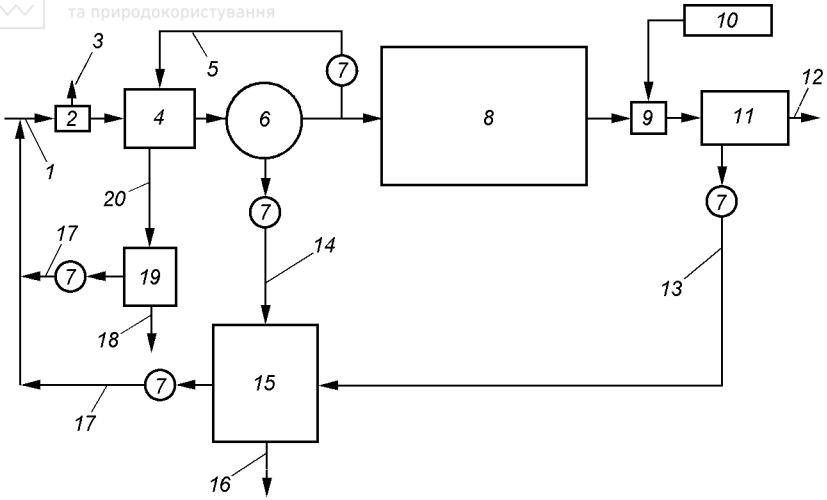


Рис. 3.2. Технологічна схема очистки стічних вод у природних умовах:
1 - очищувані стічні води; 2 - решітка; 3 - покидьки; 4 - піскоуловлювач; 5 - технічна вода; 6 - двоярусний відстійник (освітлювач-перегнивач); 7 - насосна станція; 8 - поля фільтрації (біоставки); 9 - змішувач; 10 - хлораторна; 11 - контактний резервуар; 12 - очищені стічні води; 13 - осад з контактного резервуару; 14 - стабілізований осад; 15 - муловий майданчик; 16 - зневоднений осад; 17 - дренажна вода; 18 - зневоднений пісок; 19 - пісковий майданчик; 20 - піщана пульпа

Попередня механічна очистка стічних вод від крупних покидьків, піску і нерозчинних осаджуваних домішок здійснюється послідовно на решітках, у піскоуловлювачах і в двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнивачах, у яких одночасно з освітленням стічних вод відбувається анаеробне зброджування затримуваного осаду. Затримувані покидьки утилізуються шляхом захована у грунт, пісок підсушується на піскових майданчиках, стабілізований осад із двоярусних відстійників чи освітлювачів-перегнивачів підсушується на мулових майданчиках.

Основним елементом технологічної схеми, що розглядається, є споруди для повної біологічної очистки стічних вод у природних умовах: поля фільтрації (зрошення) чи біологічні ставки.

На полях фільтрації біологічна очистка відбувається при фільтруванні стічних вод через шар грунту. У верхньому його прошарку товщиною до 0,3 м, в який проникає атмосферний кисень, розвиваються аеробні мікроорганізми, що окислюють органічні речовини стічних вод. Очищені стічні води відводяться через дренажну систему. В окремих випадках стічні води повніс-

тю фільтруються в грунт, тобто скидання очищених стічних вод у водойми немає.

У біологічних ставках біологічна очистка стічних вод здійснюється завдяки процесам, аналогічним до тих процесів, які відбуваються при самоочищенні водойм. Органічні речовини окислюються бактеріями, в процесах очистки стічних вод приймають участь також водорості, найпростіші, вища водна рослинність.

Для знезаражування біологічно очищені стічні води змішують з хлором і витримують у контакті з ним протягом 30 хв у контактних резервуарах. Утворюваний при цьому осад подається на мулові майданчики. При хорошій

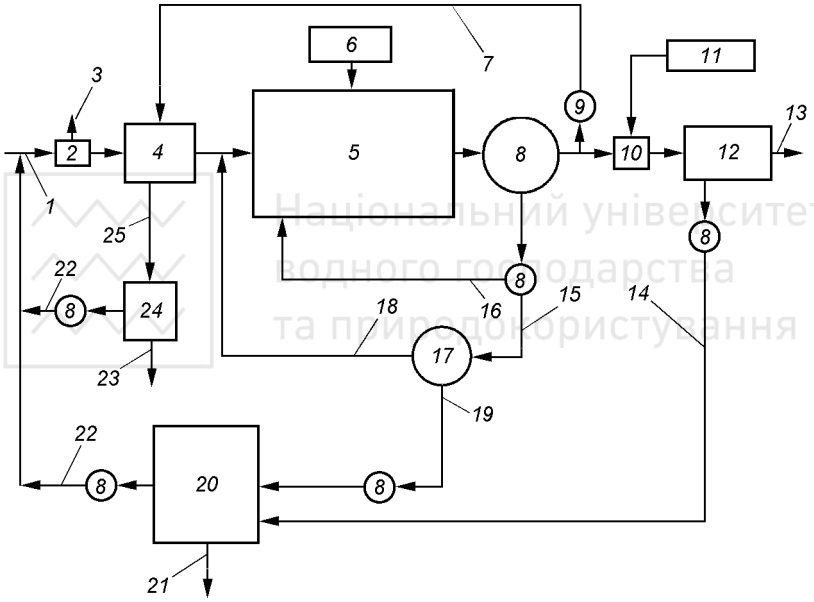


Рис. 3.3. Технологічна схема очистки стічних вод із застосуванням аеротенків продовженої аерації:

1 - очищувані стічні води; 2 - решітка; 3 - покидьки; 4 - піскоуловлювач; 5 - аеротенк продовженої аерації; 6 - повітродувна станція; 7 - технічна вода; 8 - вторинний відстійник; 9 - насосна станція; 10 - змішувач; 11 - хлораторна; 12 - контактний резервуар; 13 - очищені стічні води; 14 - осад з контактного резервуару; 15 - надлишковий активний мул; 16 - зворотний активний мул; 17 - мулозгущувач; 18 - мулова вода; 19 - ущільнений надлишковий активний мул; 20 - муловий майданчик; 21 - зневоднений осад; 22 - дренажна вода; 23 - зневоднений пісок; 24 - пісковий майданчик; 25 - піщана пульпа

роботі полів фільтрації відбувається практично повне знезаражування стічних вод, і їх хлорування можна не передбачати.

При витратах очищуваних стічних вод до 10000 м^3/добу, коли відсутні площі для влаштування полів фільтрації чи біологічних ставків, очистку здійснюють за схемами, наведеними на рис. 3.3 і 3.4.

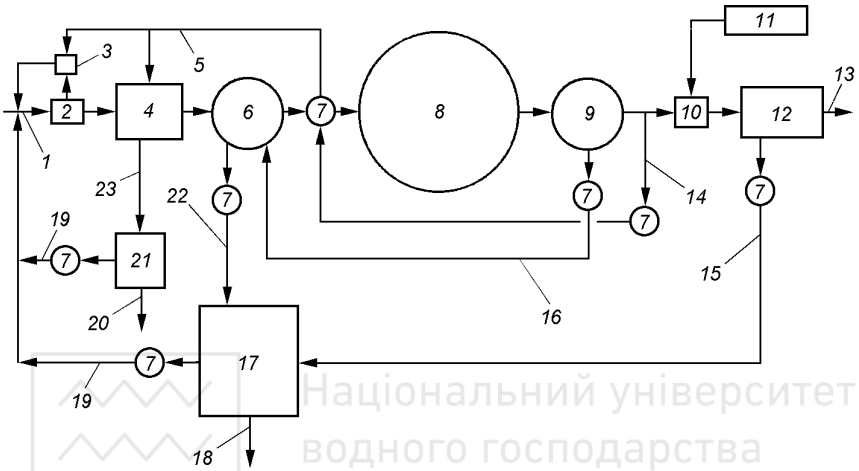


Рис. 3.4. Технологічна схема очистки стічних вод із застосуванням біофільтрів:
1 - очищувані стічні води; 2 - решітка; 3 - дробарка; 4 - піскоуловлювач; 5 - технічна вода; 6 - двоярусний відстійник (освітлювач-перегнивач); 7 - насосна станція; 8 - біофільтр; 9 - вторинний відстійник; 10 - змішувач; 11 - хлораторна; 12 - контактний резервуар; 13 - очищені стічні води; 14 - рециркуляційна вода; 15 - осад з контактного резервуару; 16 - надлишкова біоплівка; 17 - муловий майданчик; 18 - зневоднений осад; 19 - дренажна вода; 20 - зневоднений пісок; 21 - пісковий майданчик; 22 - стабілізований осад; 23 - піщана пульпа

У відповідності до технологічної схеми, наведеної на рис. 3.3, повна біологічна очистка попередньо не освітлених стічних вод здійснюється в аеротенках продовженої аерації так званим активним мулом - біоценозом аеробних мікроорганізмів (головним чином бактерій), який утворює скупчення у вигляді пластівців. В таких аеротенках одночасно з окисленням розчинних і колоїдних органічних забруднень відбувається також і біохімічне окислення частини беззольної речовини нерозчинних грубодисперсних домішок, внаслідок чого надлишковий активний мул стає стабільним і подається для підсушування на мулові майданчики після ущільнення в мулозгущувачах без будь-якої додаткової стабілізації.

Гравітаційне відділення активного мулу від очищених стічних вод здійснюється у вторинних відстійниках, звідки він перекачується знову в аеротенки, де приймає участь в очистці нових порцій стічних вод (зворотний чи рециркуляційний мул). Для біологічної очистки стічних вод за розглядуваною схемою можна застосовувати аеротенки-відстійники, тобто аеротенки із вбудованими вторинними відстійниками. У цьому випадку у технологічній схемі може бути відсутній мулозгущувач, а надлишковий активний мул - направлятися безпосередньо на мулові майданчики.

На рис. 3.4 зображена технологічна схема, в якій повна біологічна очистка стічних вод здійснюється на біофільтрах.

Біофільтр - це споруда для біологічної очистки стічних вод, у якій аеробні мікроорганізми-мінералізатори у вигляді тонкої біологічної плівки закріплюються на поверхні спеціального завантаження (гравій, щебінь, листи пластмаси й ін.), у пори якого надходить повітря. Стічні води зазнають біологічної очистки, рухаючись по поверхні завантаження, вкритого біоплівкою, зверху-вниз біофільтра у вигляді окремих краплин, струминок чи плівок. У необхідних випадках на біофільтрах здійснюється рециркуляція очищених стічних вод. Рециркуляційна вода забирається із каналу після вторинних відстійників і змішується із стічними водами, які подаються на біофільтр.

Відпрацьована надлишкова біоплівка у вигляді окремих фрагментів відривається від поверхні завантаження і виноситься очищеною водою у вторинні відстійники. Затримана там біоплівка перекачується в камери бродіння двоярусних відстійників чи освітлювачів-перегнивачів, де піддається анаеробному зброджуванню. Там же відбувається і часткова мінералізація покидьків, які після вилучення із стічних вод подрібнюються, знову скидаються в канал перед решіткою, проходять піскоуловлювачі і далі затримуються у двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнивачах.

Слід підкреслити, що у розглядуваній схемі замість біофільтрів також можна застосовувати і аеротенки. У цьому випадку із вторинного відстійника необхідно перекачувати в аеротенки зворотний активний мул, а надлишковий активний мул, як і надлишкову біоплівку, подавати у камери бродіння двоярусних відстійників чи освітлювачів-перегнивачів.

Технологічна схема очистки стічних вод, наведена на рис. 3.5, має найбільше поширення на вітчизняних міських очисних станціях середньої і великої продуктивності.

У відповідності до розглядуваної схеми механічна очистка стічних вод здійснюється на решітках, у піскоуловлювачах і у первинних відстійниках. Повна біологічна очистка стічних вод здійснюється в аеротенках.

Якщо досягнутий ступінь очистки стічних вод виявляється недостатнім для їх безперешкодного скиду у водойму, біологічно очищені води піддають додатковій очистці. Звичайно доочистку стічних вод здійснюють на

Національний університет водного господарства та природокористування

зернистих фільтрах, а промивну воду фільтрів перекачують на початок очисних споруд.

Сирий осад первинних відстійників перекачується в метантенки, де піддається анаеробному зброджуванню разом з ущільненим надлишковим активним мулом. Біогаз, утворюваний в процесі зброджування осадів, збира-

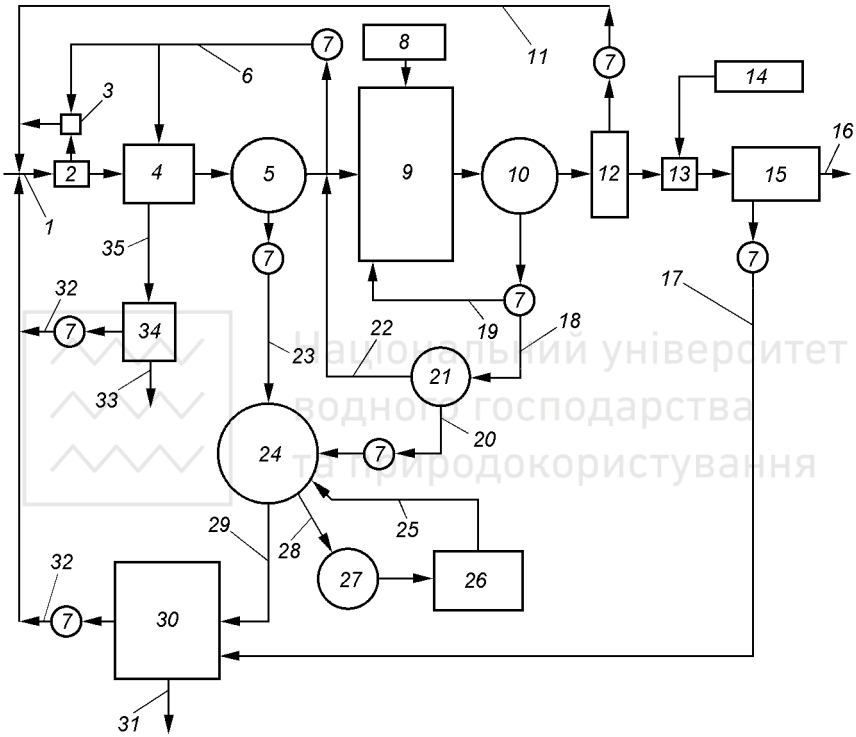


Рис. 3.5. Технологічна схема очистки стічних вод із застосуванням аеротенків:
1 - очищувані стічні води; 2 - решітка; 3 - дробарка; 4 - піскоуловлювач; 5 - первинний відстійник; 6 - технічна вода; 7 - насосна станція; 8 - повітродувна станція; 9 - аеротенк; 10 - вторинний відстійник; 11 - промивна вода; 12 - станція доочистки стічних вод; 13 - змішувач; 14 - хлораторна; 15 - контактний резервуар; 16 - очищені стічні води; 17 - осад з контактного резервуару; 18 - надлишковий активний мул; 19 - зворотний активний мул; 20 - ущільнений надлишковий активний мул; 21 - мулозгущувач; 22 - мулова вода; 23 - сирий осад з первинного відстійника; 24 - метантенк; 25 - гаряча вода (пара); 26 - котельня; 27 - газгольдер; 28 - біогаз; 29 - зброджений осад; 30 - муловий майданчик; 31 - зневоднений осад; 32 - дренажна вода; 33 - зневоднений пісок; 34 - пісковий майданчик; 35 - піщана пульпа

ється в газгольдерах, звідки надходить у котельну, де спалюється. Це покриває частину потреб очисної станції у теплі для підтримання оптимального температурного режиму в метантенках і опалення будівель.

У розглядуваній технологічній схемі замість метантенків можна використовувати аеробні стабілізатори, в яких стабілізації частіше всього піддається суміш надлишкового активного мулу і сирого осаду первинних відстійників. У цьому випадку біогаз не утворюється, не потрібні газгольдери, але котельна влаштовується для опалення будівель очисної станції. Замість мулових майданчиків у технологічній схемі можуть використовуватись споруди для механічного зневоднення осаду (вакуум-фільтри, фільтр-преси, центрифуги).

На середніх очисних станціях при витратах очищуваних стічних вод до 50000 м^3/добу біологічна очистка стічних вод замість аеротенків може здійснюватись на біофільтрах. Основні елементи цієї технологічної схеми подібні до попередньої, але з неї виключаються мулозгущувачі. Вологість

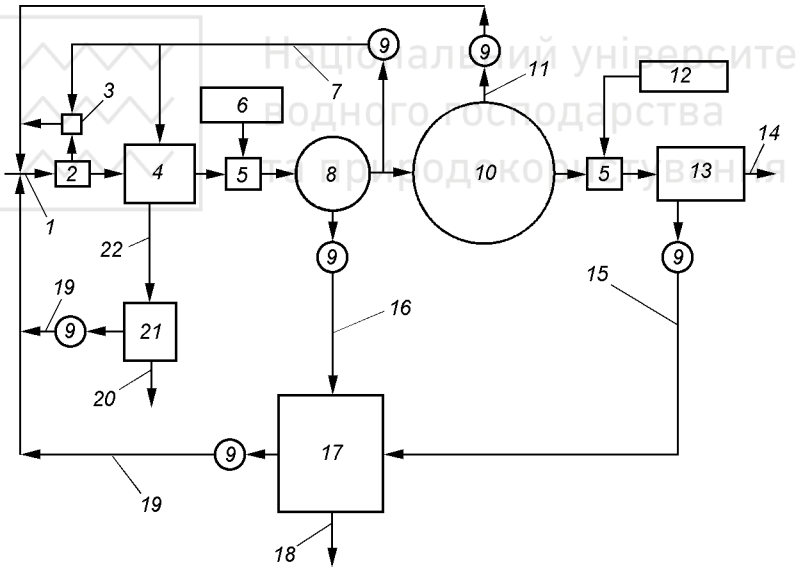


Рис. 3.6. Технологічна схема фізико-хімічної очистки стічних вод:
1 - очищувані стічні води; 2 - решітка; 3 - дробарка; 4 - піскоуловлювач; 5 - змішувач; 6 - реагентне господарство; 7 - технічна вода; 8 - відстійник (освітлювач чи флотаційна камера); 9 - насосна станція; 10 - фільтр; 11 - промивна вода; 12 - хлораторна; 13 - контактний резервуар; 14 - очищені стічні води; 15 - осад з контактного резервуару; 16 - реагентний осад; 17 - споруди для зневоднення осаду; 18 - зневоднений осад; 19 - дренажна вода; 20 - зневоднений пісок; 21 - пісковий майданчик; 22 - піщана пульпа

надлишкової біоплівки, яка затримується у вторинних відстійниках, складає 96 %, тому вона подається в метантенки без будь-якого додаткового ущільнення.

На рис. 3.6 наведена технологічна схема фізико-хімічної очистки міських стічних вод. Стічні води, що пройшли решітки і піскоуловлювачі, надходять у змішувач, куди дозуються розчини реагентів. Застосування реагентів сприяє укрупненню завислих речовин, інших забруднень і таким чином забезпечує більш глибоке освітлення стічних вод. Для додаткового освітлення стічних вод їх подають на фільтри із зернистим завантаженням. Заключним етапом в обробці стічних вод перед скидом в водойму є їх знезаражування.

Осад, що вивантажується з відстійника, має високу вологу. Для зневоднення осаду застосовують фільтр-преси, вакуум-фільтри або центрифуги. Зневоднений осад може піддаватись сушінню у різноманітних сушарках.

Фізико-хімічна очистка міських стічних вод застосовується рідко і лише для очистки відносно невеликих кількостей стічних вод. Частіше її застосовують для очистки промислових стічних вод.

Як вже підкреслювалося, розглянуті технологічні схеми далеко не вичерпують великої різноманітності всіх існуючих технологічних схем. Слід однак відзначити, що у закордонній практиці в останні роки спостерігається перехід до технологічних схем, які передбачають біологічне вилучення із стічних вод сполук азоту і фосфору. Такі технологічні схеми більш детально розглянуті далі в розділах 13.4 і 13.5.

Національний університет водного господарства та природокористування

Розділ 4

РЕШІТКИ

4.1. Призначення і класифікація решіток

Решітки призначені для вилучення із стічних вод крупних покидьків: паперу, кісток, ганчірок, гілля, каміння, залишків овочів і фруктів, пластмасової тари тощо. Звичайно **решітка** являє собою похилі чи вертикальні металеві стержні, закріплені на металевій рамі, що встановлюється у каналі на шляху руху стічних вод. Відстань між двома сусідніми стержнями у решітці називають **прозором** решітки. Величина прозору решітки визначає мінімальне значення одного з вимірів покидьків, що затримуються на решітці.

Решітки поділяються:

- у залежності від величини прозору решітки:
  - а) на решітки грубої очистки (прозори 30-200 мм);
  - б) на решітки середньої очистки (прозори 10-30 мм);
  - в) на решітки тонкої очистки (прозори 1-10 мм);
- у залежності від способу очистки решіток від покидьків:
  - а) на решітки з ручною очисткою;
  - б) на решітки з механізованою очисткою;
  - в) на самоочищувані механізовані решітки;
- у залежності від конструкції:
  - а) на решітки з нерухомими стержнями;
  - в) на решітки з рухомими стержнями.

Решітки виконують захисну функцію по відношенню до наступних споруд для очистки стічних вод. Попадання покидьків у піскоуловлювачі і відстійники є неприпустимим: вони намотуються на механічне обладнання цих споруд, що може призвести до порушення їх нормальної роботи, випадають в осад, ускладнюючи його вивантаження, транспортування і обробку.

Решітки з прозорами не більше 16 мм повинні встановлюватись на всіх очисних спорудах. Дозволяється не встановлювати решітки лише у тому випадку, коли у насосній станції, що подає стічні води на очисні споруди, встановлені решітки з прозорами не більше 16 мм, а сама насосна станція знаходиться в безпосередній близькості чи на території очисних споруд.

4.2. Конструкції решіток

Найчастіше решітки виготовляються із стержнів прямокутного перетину розміром 10х60 мм, іноді зустрічаються стержні іншої форми поперечного перетину (рис. 4.1), яка дещо впливає на процес очистки решіток від

затриманих покидьків: вважається, що покидьки видаляються краще із решіток, товщина стержнів яких зменшується в напрямку руху стічних вод.

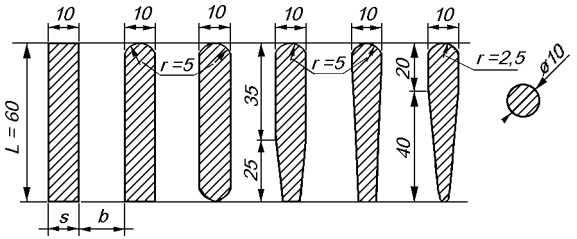


Рис. 4.1. Форми поперечного перетину стержнів решіток

Оскільки решітки стискують поперечний перетин потоку то вони встановлюються в розширених каналах, які називаються **камерами решіток**. Рух води через решітки відбувається самопливом. Камера решіток проектується таким чином, щоб на її дні не осаджувались крупні мінеральні домішки, пісок, а також завислі речовини. Ширина і наповнення камери решіток підбираються таким чином, щоб при максимальному годинному протоці швидкість руху стічних вод в прозорах решітки не перевищувала 0,8-1 м/с (при більших швидкостях затримані на решітках покидьки можуть протискуватись між стержнями решітки). В той же час при мінімальному годинному притоку швидкість руху стічних вод в камері до і після решітки на повинна бути меншою 0,4 м/с для запобігання її замулюванню.

Якщо камера решіток є ширшою від підвідного каналу стічних вод, її

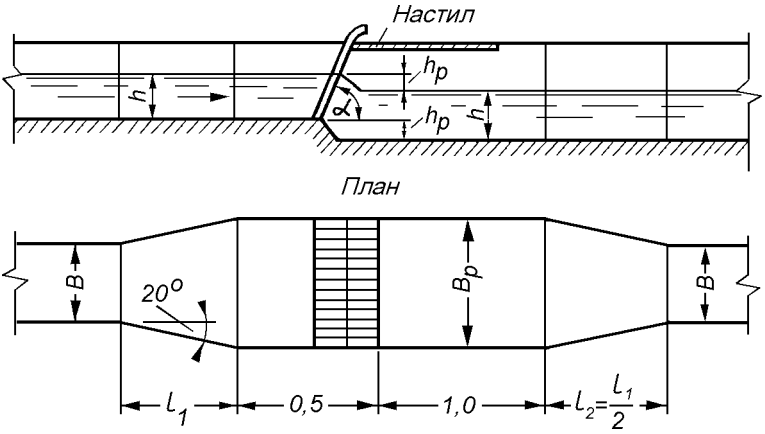


Рис. 4.2. Схема встановлення решітки

Національний університет водного господарства та природокористування

з'єднання з каналом здійснюється поступовим розширенням стінок останнього під кутом 20^o до осі каналу. Довжина камери за решіткою повинна бути не меншою 1 м. З'єднання камери з відвідним каналом здійснюється поступовим звуженням її стінок (рис. 4.2).

Для запобігання підтопленню підвідного каналу і камери перед решіткою дно камери безпосередньо за решіткою повинно бути знижене на величину втрат напору, які виникають при максимальному протоку стічних вод через решітку. Підлога приміщення решіток повинна розміщуватись на 0,5 м вище максимального рівня води у камері решіток для запобігання затопленню приміщення (наприклад при випаданні великих дощів).

Для забезпечення надійності роботи очисної станції слід встановлювати резервні решітки. Число резервних решіток приймається в залежності від числа робочих (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Число резервних решіток [1]

Тип решітки	Число решіток	
	робочих	резервних
З механізованими граблинами і з прозорами шириною, мм		
більше 20	≥ 1	1
16-20	1-3	1
16-20	>3	2
Решітки-дробарки, що встановлюються:		
на трубопроводах	1-3	1(з ручною очисткою)
на каналах	1-3	1
	> 3	2

Національний університет водного господарства та природокористування

Решітки розміщуються в окремих опалюваних і вентильованих приміщеннях. Розрахункова температура в будівлі решіток приймається рівною +16 ^oC, кратність обміну повітря - 5. Для запобігання потраплянню холодного повітря в будівлю решіток у підвідних і відвідних каналах влаштовуються завіси. Для нормального обслуговування решіток з механізованою очисткою між ними повинен бути забезпечений прохід шириною не менше 1,2 м (перед фронтом - 1,5 м), а решіток з ручною очисткою - не менше 0,7 м.

Найпростішими за конструкцією є **решітки з ручною очисткою**, які встановлюються лише на невеликих очисних станціях при добовій кількості покидьків не більше 0,1 $м^3$/добу. На рис. 4.3 наведена конструкція однієї з них. Стержні такої решітки складаються з прутків і смуг, що забезпечує зменшення гідравлічних втрат. Завдяки розширенню по ходу рідини прозорів між стержнями вони не забиваються покидьками, що значно полегшує очистку решітки. Стержні приварені до поперечини, що разом з боковими смугами

Національний університет
водного господарства
та природокористування

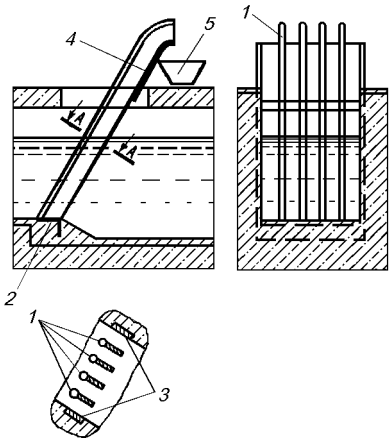


Рис. 4.3. Решітка з ручною очисткою:
1 - стержні; 2 - поперечина; 3 - бокові смуги; 4 - сталевий лист; 5 - корито

вмонтовується в стінці каналу під кутом 30-60^{o} до горизонту для зручності видалення покидьків. Для запобігання забрудненню підлоги у верхній частині решітки під стержнями, які вигинають в напрямку згрібання покидьків, приварений сталевий лист. Стержні, які виступають над рівнем підлоги, утворюють місце для встановлення під ними корита для збирання покидьків. Видалення покидьків з решітки у корито здійснюється оператором один чи декілька разів на добу граблями на довгій ручці.

Решітки з ручною очисткою не випускаються серійно, вони виготовляються на місці монтажу.

Механізовані решітки застосовуються при кількості затримуваних покидьків більше 0,1 м^3/добу. Головним елементом, який забезпечує вилучення покидьків з решітки і підйом їх із води, є так звана **граблина** - горизонтальна металева рейка із зубцями, які входять у прозори решітки. Граблини можуть розміщуватися як перед (по ходу рідини), так і позаду решітки. За конструкцією тягового елементу, що приводить у дію граблини решіток, їх можна поділити на решітки з ланцюговим і з тросовим тяговим елементом.

Найбільшого застосування у вітчизняній практиці набули механізовані решітки типів РМУ і МГ, призначені для механізованого видалення і вивантаження вилучених із стічних вод покидьків безпосередньо в контейнер або на транспортер.

Вертикальні решітки типу РМУ встановлюються на станціях малої і середньої продуктивності. На рис. 4.4 представлена решітка типу РМУ-2 з тросовим тяговим елементом, перевагою якої є те, що вона не має під водою механізмів опускання і підйому граблини для знімання покидьків. Видалення покидьків у цій решітці здійснюється граблиною, шарнірно з'єднаною з рухомою кареткою. Граблина розміщується позаду решітки, що робить неможливим продавлювання покидьків при її очистці. Зворотно-поступаль-ний рух граблини по замкнутому контуру знизу вверх і назад здійснюється за допомо-

Національний університет водного господарства та природокористування

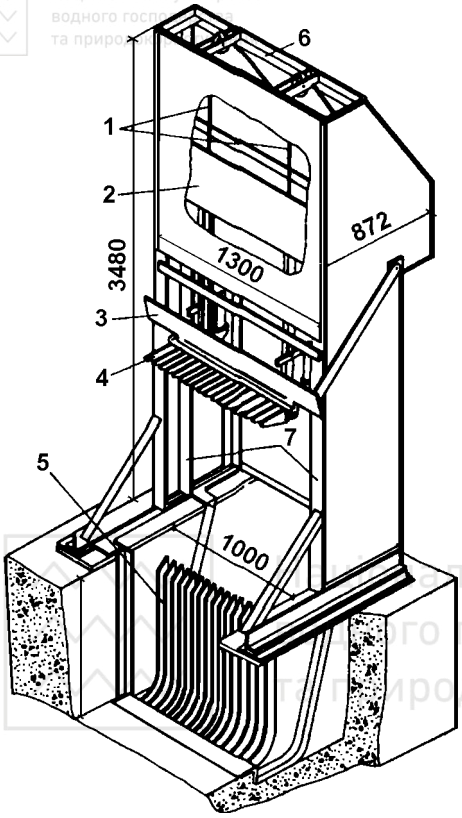


Рис. 4.4. Решітка РМУ-2:
1 - канат; 2 - рухома каретка; 3 - скидувач; 4 - граблина; 5 - решітка; 6 - верхня траверса; 7 - стійки

гою сталевих канатів, що намотуються на барабани, на які передається крутильний момент від електроприводу. Граблина підходить до решітки у її нижній частині, входить своїми зубцями в прозори решітки і очищає її, рухаючись вгору. Скидання покидьків здійснюється спеціальним скидачем у відкидний лоток і далі у транспортуючий пристрій. Технічні характеристики решіток РМУ наведені у табл. 4.2.

Для невеликих очисних станцій продуктивністю 1,4, 2,7, 4,2 і 7 тис. $м^3$/добу розроблені типові проекти будівель решіток з використанням двох решіток марки РМУ-1 (рис. 4.5). В будівлю решіток стічна вода надходить по підвідних каналах. Затримані на решітках покидьки періодично видаляються граблинами і скидаються в контейнер. Заповнені контейнери встановлюються краном на візок і вивозяться з будівлі, після цього за допомогою монорельсу і талі переміщуються на автомобіль. В будівлі решіток передбачене встановлення насоса гідроелеватора піскоуловлювачів, який працює періодично і запускається в роботу за допомогою вакуум-насоса.

Деякі дані по типових проектах будівель решіток з механізованими решітками типу РМУ наведені у табл. 4.3. Для решіток РМУ-2, РМУ-3, РМУ-1Б і РМУ-5Б розроблені типові проекти з вивезенням покидьків, а для решіток РМУ-3, РМУ-4Б і РМУ-5Б - типові проекти з подрібненням покидьків. При цьому покидьки, видалені з решіток, горизонтально-похилим конвейєром

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 4.2

Основні показники механізованих решіток РМУ і МГ

Марка	Номінальні розміри каналу *ВхН*, мм	Ширина каналу в місці встановлення решітки, мм	Число прозорів решітки
1	2	3	4
РМУ-1	600х800	685	21
РМУ-2	1000х1000	1550	39
РМУ-3	1000х2000	1550	39
РМУ-4Б	1500х2000	2035	60
РМУ-5Б	2000х2000	2535	84
РМУ-6	2000х2500	2535	84
РМУ-7	2500х3000	3035	107
МГ 5Т	2000х2000	2290	84
МГ 6Т	2000х2000	2290	84
МГ 7Т	800х1400	950	31
МГ 8Т	1400х2000	1570	55
МГ 9Т	1000х1200	1140	39
МГ 10Т	1000х2000	1200	39
МГ 11Т	1000х1600	1200	39
МГ 12Т	1600х2000	1790	64

Національний університет
водного господарства
та природокористування

спрямовуються в дробарку. Сортування покидьків з метою відділення включень, що не підлягають подрібненню (метал, каміння тощо), здійснюється на конвейєрній стрічці оператором, для чого обладнується спеціальний пост. Подрібнені покидьки, розбавлені водою, по лотку надходять в канал перед решітками. В будівлі з трьома решітками РМУ-3 (рис. 4.6) встановлюється одна дробарка Д-3Б продуктивністю 0,5 т/год (резервна дробарка знаходиться в будівлі решіток), в будівлях решіток з трьома решітками РМУ-4Б і РМУ-5Б - дві дробарки продуктивністю 1 т/год (одна робоча, одна резервна). На випадок виходу з ладу конвейєра під скидуючі пристрої решіток встановлюються контейнери для покидьків. На каналах перед решітками встановлюються щитові затвори з електроприводом, а після решіток - щитові затвори без електропривода.

Похилі решітки МГ5Т-МГ12Т (рис. 4.7), які використовуються на станціях середньої і великої продуктивності, встановлюються під кутом 80^{o} до горизонту. Рухаючись під дією ланцюгового приводу знизу вверх, граблини (їх може бути декілька) своїми зубцями входять спереду (по ходу рідини) в прозори решітки, очищають її і видаляють покидьки із стічної води. У верхній частині корпуса граблини почергово вступають в контакт з шарнірно закріпленим скребковим скидачем, що згрібає покидьки з них на транспортуючий пристрій. У випадку необхідності огляду або ремонту затоплена частина

Національний університет
водного господарства
та природокористування

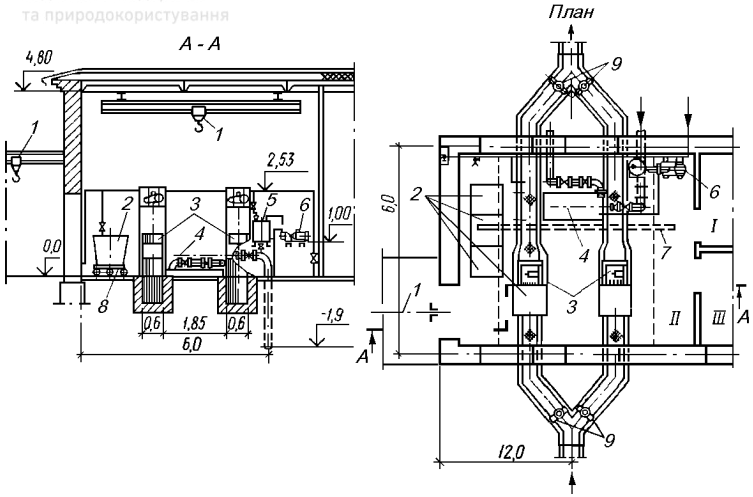


Рис. 4.5. Приміщення решіток для станцій очистки стічних вод продуктивністю 1,4-7 тис. м^3/добу:
I - електрощитова; II - зал решіток; III - вентиляційна камера; 1 - таль ручна; 2 - контейнер для покидьків; 3 - решітки; 4 - вісь відцентрового насоса; 5 - циркуляційний бачок; 6 - вакуум-насос; 7 - кран підвісний; 8 - візок для контейнерів; 9 - затвори щитові

решітки за допомогою підйомного пристрою може бути повернута в шарнірній опорі і піднята вище рівня підлоги будівлі решіток.

Кількість затримуваних покидьків може бути значно збільшена при застосуванні на очисних станціях решіток з прозорами, меншими ніж звичайно. Однак спроби зменшити ширину прозорів у решітках розглянутих вище

Таблиця 4.3

Основні показники типових проектів будівель решіток

Марка решітки	Число робочих (резервних агрегатів)	Пропускна здатність, тис. м^3/добу	Розміри будівлі у плані, м	Номер типового проекту
РМУ-1Б	2 (1)	4-6	6х12	902-2-449.88
РМУ-2Б	2 (1)	14-18	6х13,5	902-2-450.88
РМУ-1, РМУ-2	3 (2)	80	6х18	902-2-367.83
РМУ-3	3 (2)	100	7,5х15	902-2-452.88
РМУ-3	3 (2)	140	9х27	902-2-451.88
РМУ-4Б	3 (2)	140-175	6х24	902-2-453.88
РМУ-4Ц	3 (2)	140-175	9х27	902-2-454.88
РМУ-5Б	3 (2)	190-240	6х30	902-2-455.88
РМУ-5Ц	3 (2)	190-240	12х30	902-2-456.88

конструкцій не дали бажаного результату: стиснення потоку рідини призводить до значного (більш ніж в 2 рази) скорочення швидкостей її руху в камерах решіток, що призводить до випадання у них піску [2]. В останні роки розроблені принципово нові ступінчасті і стрічкові **самоочищувані механізовані решітки** з прозорами 2-10 мм.

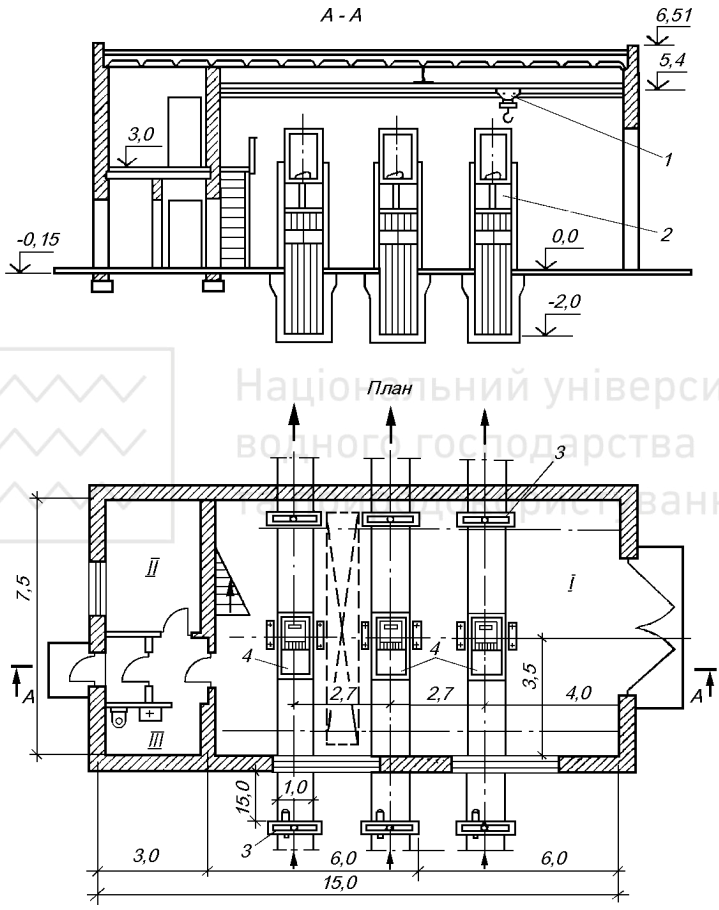


Рис. 4.6. Будівля з трьома решітками типу РМУ-3 (варіант з вивезенням покидьків):

I - зал решіток; II - кімната чергового; III - санвузол; 1 - кран підвісний електричний; 2 - решітка; 3 - щитові затвори; 4 - контейнери для покидьків

Національний університет
водного господарства
та природокористування

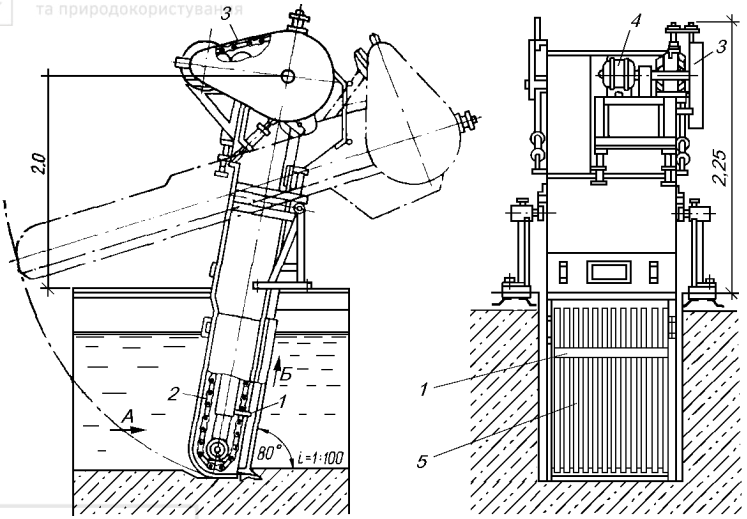


Рис 4.7. Механізована решітка типу МГ:
1 - граблина; 2 - тяговий ланцюг; 3 - електропривід; 4 - електродвигун; 5 - решітка; А - напрям руху рідини; Б - напрям руху ланцюга з граблиною

Ступінчасті решітки складаються з двох пакетів пластин ступінчастої форми - нерухомих, закріплених на рамі решітки, і рухомих пластин, що здійснюють плоско-паралельне обертання відносно нерухомих за допомогою кривошипно-шатунного приводу, що встановлюється у верхній частині решітки. Завдяки круговим рухам рухомих пластин, які розміщуються почергово між нерухомими, затримані покидьки крок за кроком піднімаються по сходинках у верхню частину решітки і скидаються з неї (рис. 4.8 і 4.9).

Очистка ступінчастих решіток здійснюється, як правило, у циклічному режимі. При цьому на поверхні решітки утворюється фільтруючий шар із

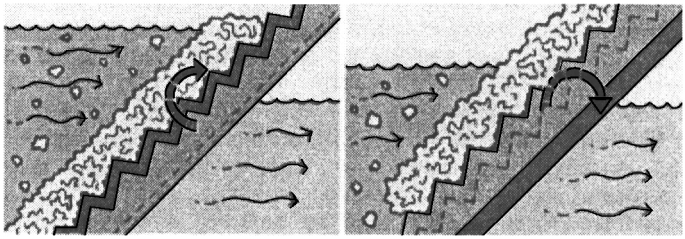
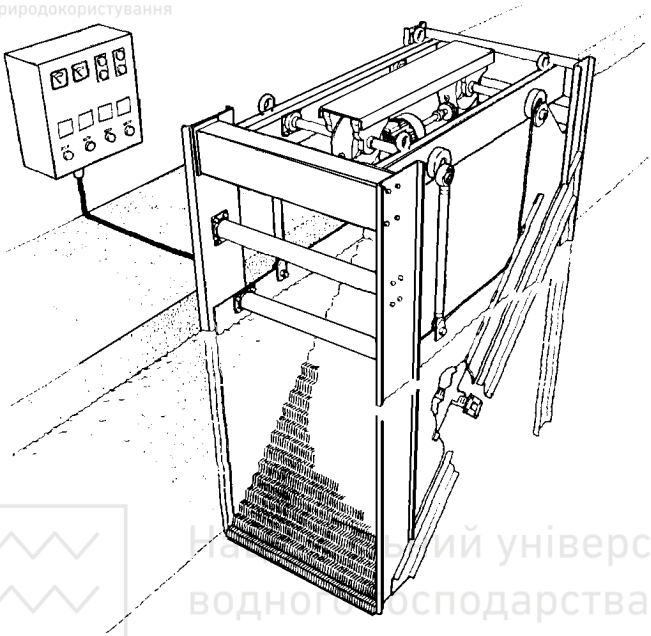


Рис. 4.8. Схема роботи ступінчастої решітки

Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 4.9. Ступінчаста решітка

затриманих покидьків, що підвищує ефективність очистки рідини. Початок циклу очистки решітки співпадає з досягненням у каналі перед решіткою верхнього робочого рівня рідини, при якому відбувається автоматичне включення приводу решітки. Круговими рухами рухомих пластин відбувається переміщення вгору затриманих покидьків і очистка фільтруючої поверхні решітки, в результаті чого рівень води перед решіткою зменшується і відбувається автоматичне відключення приводу. Частота і тривалість циклів очистки при цьому суттєво залежать від витрати стічної рідини і кількості вміщених у ній забруднень.

У таблиці 4.4 наведені базові типорозміри ступінчастих решіток російської фірми «РИОТЭК».

Головним елементом **стрічкових решіток** є гачки, що виконані із ударостійкої пластмаси. Гачки збираються у вигляді безкінечної стрічки з прозорами 1-10 мм, яка власне і є решіткою. Стрічка закріплюється на металевий каркас, який нижньою частиною встановлюється на дно каналу, і постійно рухається за допомогою електроприводу, змонтованого у верхній частині рами. Для очистки решітки від покидьків використовується спеціальна

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 4.4

Технічні характеристики ступінчастих решіток

Найменування параметра	Марка решітки				
	РС-500	РС-630	РС-1000	РС-1560	РС-1960
Ширина каналу, мм	500	630	1060	1560	1960
Ширина фільтруючої частини, мм	350	440	840	1270	1670
Загальна висота, мм	1320	1580	2530	4420	5050
Довжина, мм	850	1160	1440	2420	2820
Максимальна глибина каналу, мм	800	1000	1500	2070	3000
Максимальний рівень рідини перед решіткою, мм	500	660	1200	1400	2200
Ширина прозорів, мм	2	2	2	4	6
Товщина фільтруючих пластин, мм	2	3	3	3	3
Продуктивність по стічній воді, $м^3$/год	210	280	970	2500	5900
Потужність електродвигуна, кВт	0,37	1,5	1,5	2,2	2,2

щітка з капронових прутків, що обертається за допомогою того само електродвигуна, який приводить у дію решітку. Еластичні прутки проникають в прозори решітки і ефективно очищають гачки від затриманих покидьків, які попадають на стрічковий конвейєр чи у спеціальні контейнери (рис. 4.10).

Стрічкові решітки мають ширину 600-2300 мм, продуктивність - 650-5000 $м^3$/год.

4.3. Покидьки та їх переробка

Кількість покидьків, що містяться у стічній рідині, змінюється в залежності від співвідношення між господарсько-побутовими і виробничими стічними водами, норми водовідведення, періоду року, схеми каналізування міста тощо. Для великих міст з розвиненою промисловістю кількість покидьків у стічних водах приблизно складає 100 л на 1000 $м^3$.

Кількість затримуваних покидьків залежить, головним чином, від ширини прозорів решіток. Для побутових стічних вод кількість покидьків, які затримуються на механізованих решітках грубої і середньої очистки, наведена в табл. 4.5. На міських очисних станціях найчастіше застосовуються решітки з прозорами 16-20 мм, для яких кількість затримуваних покидьків в розрахунку на одного жителя складає 8 л/рік. Вважається, що при цьому затримується не більше 50 % від вмісту покидьків у стічних водах [2], що вказує на невисоку ефективність роботи решіток. При подачі стічних вод на очисні

а)

б)

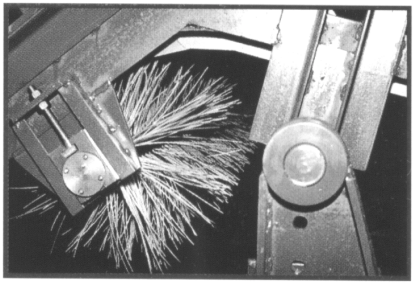


Рис. 4.10. Стрічкова решітка:
а - загальний вигляд; б - щітка для скидання покидьків

Національний університет водного господарства

споруди насосною станцією, яка має решітки з прозорами більше 30 мм, кількість покидьків, затримуваних безпосередньо на решітках очисних споруд, зменшується на 30-40 %. При застосуванні решіток з прозорами 10 мм кількість затримуваних покидьків зростає до 15 л/рік на одного жителя [3].

Застосування ступінчастих і стрічкових решіток дозволяє збільшити кількість затримуваних покидьків у порівнянні із звичайними механізованим решітками у 3-6 разів.

Таблиця 4.5

Кількість покидьків, що вилучається на решітках із господарсько-побутових стічних вод [1]

Ширина прозорів решіток, мм	Кількість покидьків, що знімається з решіток на 1-го жителя, л/рік
16-20	8
25-35	3
40-50	2,3
60-80	1,6
90-125	1,2

У складі затримуваних покидьків 91 % становлять текстиль і папір, 3,5 % - кухонні і 5,5 % - інші відходи [4]. У літній період, коли споживається значна кількість овочів і фруктів, кількість покидьків зростає, а у їх складі переважають покидьки органічного походження. У зимовий період спостері-

гається збільшення вмісту домішок мінерального походження (каміння й інші тверді предмети). Середня вологість затримуваних покидьків приймається рівною 80 %, зольність - 7-8 %, густина - 750 кг/м^3, а коефіцієнт годинної нерівномірності надходження покидьків - 2.

Для поліпшення санітарного стану навколишнього середовища покидьки, які затримуються на решітках, повинні бути знешкоджені. У наш час знешкодження покидьків здійснюється наступними способами: мінералізацією у грунті; спалюванням; подрібненням із наступною спільною обробкою з осадом стічних вод.

Мінералізація у грунті - досить надійний спосіб ліквідації покидьків, однак для його здійснення необхідні спеціальні земельні ділянки (1 га на 200-400 т покидьків).

Спалювання покидьків найбільш ефективне. Його можна здійснювати як з попередньою підготовкою покидьків, так і без неї. Попереднє пресування дозволяє знизити вологість покидьків до 60-70 % і відповідно зменшити їх об'єм приблизно у два рази. Фірма «РИОТЭК» в комплекті із ступінчастими решітками РС випускає гідравлічні прес-транспортери, які одночасно здійснюють приймання затриманих на решітці покидьків, їх пресування і транспортування по закритому трубопроводу (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

Технічні дані прес-транспортерів фірми «РИОТЭК»

Найменування параметра	Марка		
	ПТГ-250	ПТГ-300	ПТГ-300М
Габаритні розміри, мм	2983х370х215	2938х523х470	-
Потужність електродвигуна, кВт	11	11	5,5
Продуктивність, м^3/год	6,0	8,3	4,75

На вітчизняних очисних станціях найбільш поширеним способом переробки затриманих покидьків є їх подрібнення і наступна спільна обробка з осадом стічних вод.

4.4 Дробарки і решітки-дробарки

Для подрібнення покидьків застосовують незатоплені і затоплені дробарки (решітки-дробарки).

Незатоплені дробарки застосовуються для подрібнення покидьків, які знімаються з решіток. На вітчизняних очисних станціях найчастіше використовують молоткові (ударні) дробарки, принцип дії яких полягає в наступному. Покидьки, які завантажуються через бункер, надходять на ротор, що обертається, захоплюються ним і потрапляють між молотками і гребінкою. При взаємодії останніх покидьки подрібнюються і вимиваються через отвори перфорованої решітки технічною водою (рис. 4.11). На очисних станціях

Національний університет
водного господарства
та природокористування

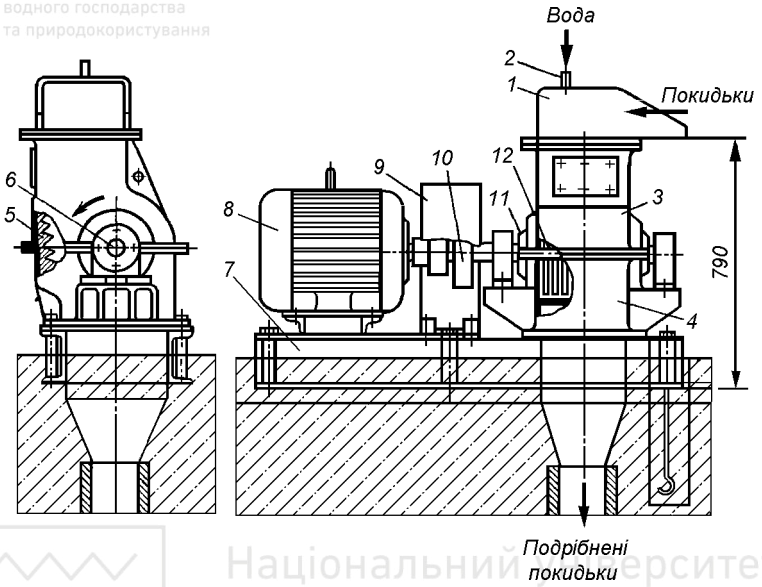


Рис. 4.11. Дробарка молоткова марки Д-3б:
1 - завантажувальний бункер; 2 - штуцер; 3 - верхня половина корпуса; 4 - нижня половина корпуса; 5 - дробильна гребінка; 6 - ротор, який складається з валу, дисків і пальців; 7 - зварна рама; 8 - електродвигун; 9 - кожух муфти; 10 - маховик; 11 - перфорована решітка; 12 - дробильний молоток

продуктивністю до 100 тис. м^3/добу застосовуються дробарки марки Д-3, до 800 тис. м^3/добу - ДК-1,0, більше 1 млн. м^3/добу - дробарки марки ДК-2,0 (табл. 4.7). При кількості подрібнюваних покидьків більше 1 т/добу передбачається резервна дробарка.

Таблиця 4.7

Технічні характеристики молоткових дробарок

Марка дробарки	Продуктивність, кг/год	Потужність електродвигуна, кВт	Витрата води, м^3/год
Д-3	300-600	20, 22	2,5-5
ДК-1,0	1000	55, 75	6-8
ДК-2,0	2000	100, 120	18

Подрібнення покидьків у незатоплених дробарках, однак, не забезпечує автоматизацію процесу, вимагає використання ручної праці по сортуванню покидьків у небезпечних санітарних умовах і таким чином не відповідає сучасним вимогам.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

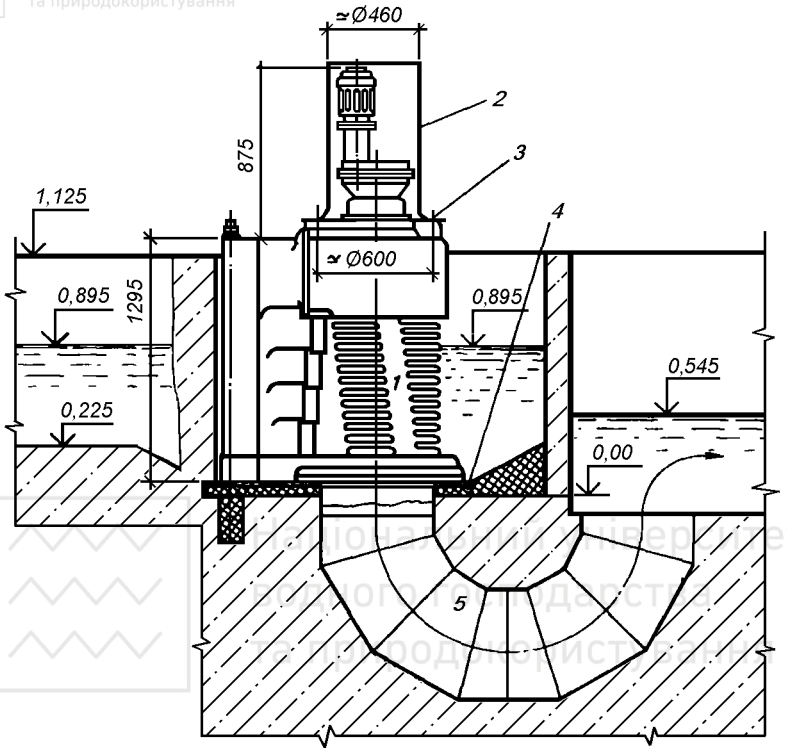


Рис. 4.12. Решітка-дробарка РД (розріз по підвідному каналу і дюкеру):
1 - щілинний барабан; 2 - кожух над привідним механізмом; 3 - гвинти кріплення;
4 - плита фундаменту; 5 - відвідний дюкер

Застосування **решіток-дробарок** дозволяє затримувати і подрібнювати покидьки безпосередньо в потоці стічних вод, що у порівнянні з попередньою схемою, має наступні переваги:

1. Покидьки подрібнюються без їх виймання з стічної води, внаслідок чого значно покращуються санітарні умови роботи обслуговуючого персоналу;
2. В одному агрегаті суміщаються функції двох машин - механізованої решітки і дробарки;
3. Відпадає необхідність у транспортуванні покидьків від решітки до дробарки;
4. Решітка-дробарка може встановлюватись на відкритому повітрі або під легким навісом, що дозволяє відмовитися від дорогих будівель решіток;

Національний університет водного господарства та природокористування

5. Повністю автоматизується технологічний процес механічної очистки стічних вод;
6. Мала ширина прозорів решіток-дробарок у ряді випадків дозволяє каналізаційні насоси замінювати водопровідними, які мають ККД на 10-15% більший.

Таблиця 4.8

Рекомендації по вибору необхідного типорозміру решіток-дробарок марки РД в залежності від продуктивності очисної станції

Продуктивність очисної станції, $м^3$/добу	Максимальна витрата стічних вод, $м^3$/с	Марка решітки-дробарки	Сумарна площа отворів у барабані, $м^2$	Число робочих (резервних) решіток-дробарок	Швидкість руху рідини в отворах, м/с
1	2	3	4	5	6
12	0,00044	РД-100	0,0076	1 (1)	0,058
25	0,00088				0,116
50	0,00175				0,23
100	0,0034				0,46
200	0,0063				0,92
400	0,012	РД-200	0,019	1 (1)	0,63
700	0,018			1 (1)	0,45
1400	0,033			2 (1)	0,87
2700	0,059			3 (1)	1,03
4200	0,092	РД-400	0,119	1 (1)	0,77
7000	0,147			1 (1)	1,23
10000	0,194			2 (1)	0,815
17000	0,315			3 (1)	0,885
25000	0,445	РД-600	0,445	1 (1)	0,98
32000	0,556			1 (1)	1,22
40000	0,59			1 (1)	1,3
50000	0,72			2 (1)	0,79
64000	0,903			2 (1)	0,99
80000	1,1			3 (1)	0,81
100000	1,33			3 (1)	0,975
130000	1,73	РД-900	0,8	2 (1)	1
160000	2,13			3 (1)	0,89
175000	2,33			3 (1)	0,87
220000	2,92			3 (1)	1,2
280000	3,72			4 (2)	1,16
400000	5,34			6 (2)	1,1
500000	6,66			7 (2)	1,19
800000	10,7			10 (2)	1,33
1000000	13,3			13 (2)	1,28

Вітчизняна промисловість випускає решітки-дробарки марки РД різної продуктивності (табл. 4.8). Решітки-дробарки марок РД-100 і РД-200 малої продуктивності встановлюються безпосередньо на підвідному трубопроводі, а марок РД-400, РД-600 і РД-900 - у спеціальних камерах у підвідних каналах. На рис. 4.12 показаний розріз, а на рис. 4.13 - план встановлення трьох решіток-дробарок, принцип дії яких полягає в наступному. Стічна вода надходить на барабан, який обертається за допомогою мотора-редуктора.

Дрібні покидьки разом зі стічною водою через щілинні отвори проходять всередину барабана і далі через дюкер виходять з решітки-дробарки. Великі покидьки затримуються в щілинних отворах барабана, які складають немовби циліндричну решітку. Затримані на решітці покидьки переміщуються при обертанні барабана до тріпальних гребенів, закріплених на нерухомому корпусі. При взаємодії ріжучих пластин і різців, закріплених на барабані, з відповідними ріжучими кромками тріпальних гребенів покидьки подрібнюються. При цьому подрібнення покидьків під час контакту різців з тріпальними гребенями відбувається за принципом гільйотинних ножиців, а під час контакту ріжучих пластин з тріпальними гребенями - за принципом паралельних ножиців.

Решіткам-дробаркам, однак, властиві деякі суттєві недоліки, до яких відносять наступні:

1. Необхідність встановлення великої кількості решіток-дробарок на очисних станціях через невелику їх пропускну здатність, що призводить до збільшення вартості будівництва;
2. Більші втрати напору у решітках-дробарках (до 40 см), ніж у звичайних решітках;
3. Можливість виходу з ладу внаслідок попадання у решітку-дробарку металевих та інших предметів;
4. Швидке стирання ріжучих елементів решітки-дробарки (різців, ріжучих пластин, тріпальних гребенів) внаслідок абразивної дії піску, що міститься у стічних водах;
5. Можливість засмічення барабану решітки і особливо тріпальних гребенів покидьками, які важко подрібнюються (поліетиленові пакети, синтетичні тканини);
6. Невелике зусилля різання покидьків при порівняно невисокій швидкості обертання решітки.

Зазначені недоліки не властиві так званим **круглим решіткам-дробаркам** типу КРД (рис. 4.14). У круглій решітці-дробарці різці і ріжучі пластини розміщені не на власне решітці, а на малому дробильному барабані, що виготовляється з металевої товстостінної труби невеликого діаметра. Решітка і дробильний барабан мають окремі електроприводи, причому дробильний барабан обертається з більшою швидкістю, а решітка - з меншою. По-

кидьки, які затримуються на решітці, переміщаються до дробильного барабана, який за допомогою різців знімає їх з решітки і подає на тріпальний гребінь, де вони і подрібнюються.

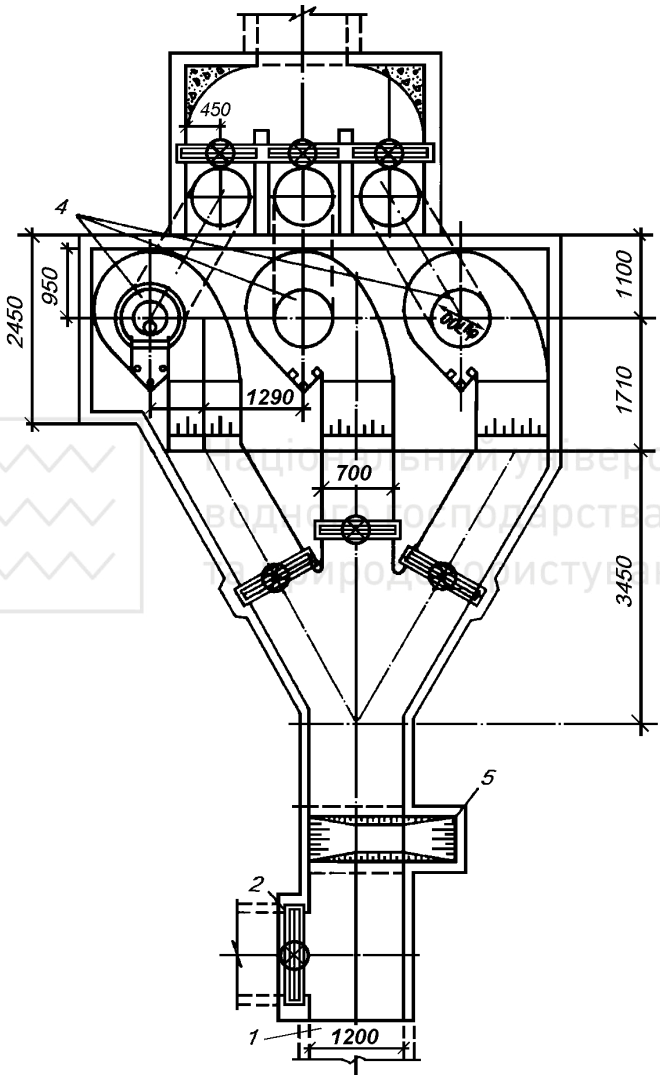


Рис. 4.13. План встановлення трьох решіток-дробарок:
1 - підвідний канал; 2 - затвор-водозлив; 3 - затвор; 4 - решітки РД-600; 5 - приямок для затримання покидьків, які не подрібнюються

Національний університет
водного господарства
та природокористування

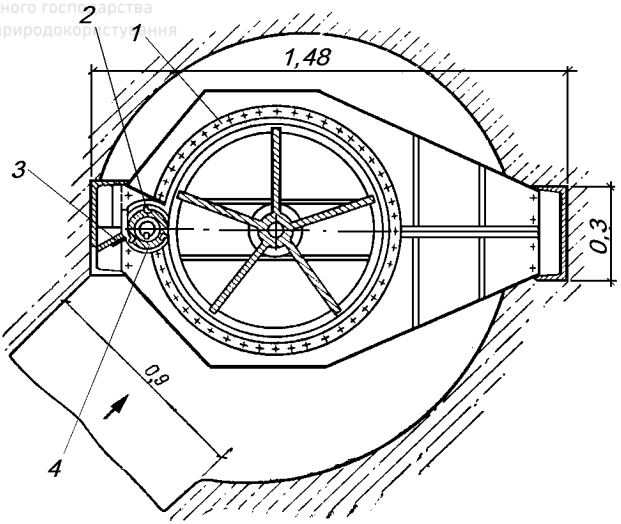


Рис. 4.14. Кругла решітка-дробарка КРД (план):
1 - кругла решітка з горизонтальними щілинами; 2 - різець; 3 - тріпальні гребені; 4 - дробильний барабан

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Крім решіток-дробарок типу РД і КРД вітчизняна промисловість випускає ще радіальні і вертикальні решітки-дробарки типів РРД і ВРД. У світовій практиці перші решітки-дробарки були випущені в сорокових роках минулого століття у США фірмою Chicago Pump Co. і отримали назву комінутори. У ФРН решітки-дробарки випускаються фірмами Geiger і Condux, в Англії - фірмою Jones and Attword Ltd, у Швеції - фірмою Tornborg Lundberg. Решітки-дробарки випускаються також в Україні й в інших країнах.

4.5. Розрахунок решіток і решіток-дробарок

Розрахунок решіток полягає у визначенні розмірів решітки і камери решіток, втрат напору в решітці і кількості затримуваних покидьків.

Кількість прозорів решіток складає

$$n = \frac{Q}{b \cdot h_1 \cdot \upsilon} k, \tag{4.1}$$

а загальна ширина решіток

$$B = s(n-1) + bn, м, \tag{4.2}$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

де Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/год; b - товщина прозорів решітки, м; h_1 - глибина потоку перед решіткою, м; υ - швидкість руху стічних вод в прозорах решітки, м/с; k - коефіцієнт, що враховує стиснення потоку граблинами і затриманими покидьками; s - товщина стержнів решітки, м; n - число прозорів; $(n-1)$ - число стержнів решітки.

Глибину потоку перед решіткою звичайно приймають рівною наповненню підвідного каналу, швидкість руху стічних вод в прозорах решітки повинна складати 0,8-1 м [1], значення коефіцієнта k дорівнює 1,05.

Приймається число робочих решіток N, яке для забезпечення компактності будівлі решіток повинно бути по можливості мінімальним, і визначається ширина однієї решітки

$$B_1 = B / N, м. \tag{4.3}$$

Приймається марка типової решітки, розміри *B*x*H* каналу, в якому встановлюється решітка, число прозорів решітки n_1, кут похилу решітки до горизонту α. Для прийнятих розмірів визначається швидкість руху води в прозорах решітки

$$\upsilon = \frac{Q.k}{N \cdot b \cdot h_1 \cdot n_1}, м/с, \tag{4.4}$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

яка повинна знаходитись у рекомендованих межах. Розміри камери решіток визначаються за наведеними вище рекомендаціями (див. розділ 4.2). Кількість резервних решіток приймається за таблицею 4.1.

Втрати напору в решітці визначаються за формулою

$$h_p = \xi \frac{\upsilon_1^2}{2g} K, м, \tag{4.5}$$

де ξ - коефіцієнт місцевого опору решітки; υ_1 - швидкість руху води в каналі перед решіткою, м/с; K - коефіцієнт, який враховує збільшення втрат напору за рахунок засмічення решітки і приймається рівним 3.

Коефіцієнт місцевого опору решітки визначається за формулою

$$\xi = \beta (s/b)^{4/3} \sin\alpha, \tag{4.6}$$

де β - коефіцієнт, який залежить від форми поперечного перетину стержнів решітки, приймається рівним: 1,79 - для круглих стержнів; 2,42 - для прямокутних і 1,83 - для прямокутних із заокругленими ребрами; α - кут похилу решітки до горизонту.

Дно камери за решіткою понижується на величину втрат напору. Відстань від максимального рівня води у камері решіток до рівня підлоги будівлі

Національний університет водного господарства та природокористування

решіток повинна бути не меншою 0,5 м. При мінімальній витраті стічних вод швидкість їх руху у камері перед решіткою повинна бути не меншою 0,4 м/с.

Кількість покидьків, затримуваних решітками, визначається за приведеним числом жителів за завислими речовинами, а кількість покидьків в розрахунку на одного жителя приймається за таблицею 4.5 в залежності від ширини прозорів решітки.

Кількість і типорозмір **решіток-дробарок** марки РД підбирається в залежності від продуктивності очисної станції (табл. 4.8). Швидкість руху стічних вод через щілини барабана решітки при цьому складе

$$\upsilon = Q / Nf, м / с, \qquad (4.7)$$

де N - число робочих решіток-дробарок; f - сумарна площа отворів у барабані решітки-дробарки (табл. 4.8), м^2.

Для підвищення надійності роботи решіток-дробарок марки РД згідно рекомендацій МосводоканалНДІпроекту [5] швидкість руху стічних вод через щілини барабана слід приймати: не більше 1,3 м/с - при встановленні однієї робочої, не більше 1 м/с - при встановленні двох робочих і не більше 1,2 м/с при встановленні від трьох до чотирьох робочих решіток-дробарок.

Національний університет водного господарства та природокористування

Література

1. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
2. Яковлев С.В., Калицун В.И. Механическая очистка сточных вод. - М.: Изд-во литературы по строительству, 1972. - 197 с.
3. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
4. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
5. Водоотводящие системы промышленных предприятий: Учеб. для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1990. - 511 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 5

ПІСКОУЛОВЛЮВАЧІ

5.1. Вміст піску у стічних водах і класифікація споруд для його вилучення

При митті овочів і фруктів, взуття, підлог приміщень, використанні води для інших побутових потреб у стічну воду надходять нерозчинні мінеральні домішки - головним чином пісок і у меншій кількості шлак, вугілля, скло тощо. Велика кількість піску попадає в стічні води при інфільтрації грунтових вод в каналізаційну мережу через нещільності стикових з'єднань і в місцях руйнування труб, при надходженні поверхневих вод через люки колодязів. Стічні води промислових підприємств також містять більшу чи меншу кількість піску. Їх скидання в мережу побутової каналізації часто призводить до підвищення вмісту піску в міських стічних водах. Ще більша кількість піску й інших мінеральних домішок міститься в стічних водах загальносплавної системи каналізації, що пояснюється змивом піску у великих кількостях з дахів, вулиць і проїздів талими та дощовими водами, що надходять в каналізацію.

З потоком стічних вод пісок надходить на очисні споруди. Сам по собі він не шкідливий для водойм, але при сучасних засобах очистки стічних вод неможливо забезпечити транспортування піску транзитом через очисні споруди. Однак надходження піску із стічною водою на насосні і очисні станції викликає передчасний знос обладнання, знижує продуктивність і порушує роботу окремих споруд, а інколи і повністю виводить їх з ладу.

Наявність піску в стічних водах викликає швидкий знос робочих коліс насосів для перекачки стічних вод, обладнання очисних споруд (граблин і механічного обладнання решіток, ріжучих елементів решіток-дробарок, скребкових механізмів піскоуловлювачів і відстійників тощо). Сирий осад з великим вмістом піску погано сповзає по похилих стінках мулової частини вертикальних відстійників і погано переміщається скребками радіальних і горизонтальних відстійників (інколи скребки внаслідок перевантаження руйнуються). Великий вміст піску в осаді ускладнює транспортування його по трубах, а в ряді випадків викликає їх засмічування.

Пісок, який міститься в осадах, накопичується на дні метантенків і аеробних стабілізаторів, поступово утворюючи ніби зцементовану масу, яка важко видаляється, рік за роком зменшуючи їх робочий об'єм і продуктивність. Наприклад, після 12 років експлуатації очисної станції у м. Хеілбронн (ФРН) в результаті незадовільної роботи піскоуловлювачів виникла необхідність у ремонті метантенків. При цьому виявилось, що приблизно одна трети-

на їх об'єму була заповнена зцементованою масою піску [1]. В табл. 5.1 наведені дані про кількість піску на різних глибинах в метантенках Кожуховської станції аерації (м. Москва) [2]. Після 10 років експлуатація цих метантенків виявилася неможливою, і довелося здійснювати їх повну очистку. Метантенки Люблінської станції аерації (м. Москва) за 12 років експлуатації виявилися завантаженими піском на 25%. Накопичення піску в метантенках спостерігається на більшості очисних станцій навіть при наявності піскоуловлювачів.

Таблиця 5.1

Вміст піску в осаді метантенків Кожуховської станції аерації

Вміст піску в осаді на глибині, м	3,5	4,2	5	5,7	6
Кількість піску в сухому осаді, %	16	56,1	61,2	69,4	90,4

При зневодненні осаду на центрифугах через наявність у ньому піску відбувається швидкий знос ротора, шнека й інших елементів центрифуг.

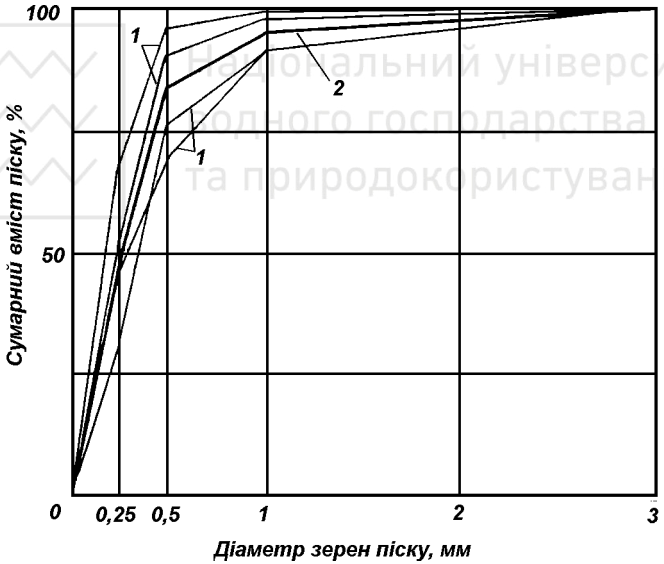


Рис. 5.1. Інтегральний графік фракційного складу піску, що міститься в стічних водах [2]: 1 - за даними окремих дослідів; 2 - за середніми даними

З викладеного вище слідує, що перед надходженням стічних вод на очисні споруди з них повинен видалятися пісок. З цією метою на початку очисних споруд влаштовують так звані **піскоуловлювачі** - споруди, призна-

чені для затримання під дією сили тяжіння крупних мінеральних частинок, головним чином піску. Піскоуловлювачі повинні влаштовуватись на всіх очисних спорудах продуктивністю більше 100 м^3/добу. Число піскоуловлювачів чи їх відділень повинно бути не менше двох, усі вони повинні бути робочими [3].

В схемах очисних станцій розташування піскоуловлювачів може бути як перед решітками, так і після них. У вітчизняній практиці піскоуловлювачі розміщуються тільки після решіток, у зарубіжній практиці зустрічаються випадки розміщення піскоуловлювачів на початку очисних споруд перед решітками. Розміщення піскоуловлювачів після решіток пояснюється прагненням отримати в них осад з можливо меншим вмістом органічних забруднень. Стічні води, що пройшли решітки, практично вільні від покидьків, що можуть затримуватись у піскоуловлювачах навіть при оптимальних умовах їх роботи.

Кількість піску в стічних водах, що надходять на міські очисні споруди, залежить передусім від системи каналізації. Для роздільної системи каналізації кількість піску в середньому може бути прийнята 35 л на 1000 м^3 стічних вод, для загальносплавної системи каналізації в період випадання дощів - 150-200 л [4]. Фракційний склад піску (усереднені результати) наведений в табл. 5.2 і на рис. 5.1. Основна маса піску, що міститься в стічних водах, складається з піщинок діаметром меншим 1 мм.

Таблиця 5.2

Фракційний склад піску, що міститься в стічних водах [2]

Діаметр піску, мм	>1	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
Склад піску, % (за вагою)	5,4	11,8	34,4	48,4

Гідравлічна крупність піску є його найважливішою характеристикою, що визначає розміри піскоуловлювачів і тривалість перебування у них стічних вод. Із збільшенням гідравлічної крупності зростає ефективність затримання піску в піскоуловлювачах. В табл. 5.3 наведена гідравлічна крупність зерен піску різного розміру при різній температурі води.

Таблиця 5.3

Гідравлічна крупність піску [2]

Температура води	Гідравлічна крупність піску в мм/с при діаметрі його частинок в мм						
	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4	0,5
10 ^{o}C	11,5	17,1	22,5	28,3	34,3	39,5	50,7
15 ^{o}C	13,25	18,8	24,2	30	35,5	41,2	52,4

Піскоуловлювачі розраховують таким чином, щоб у них затримувалась максимальна кількість піску і мінімальна кількість органічних нерозчинних домішок. Наявність органічних домішок у осаді, що видаляється із піскоуловлювачів, - це наслідок незадовільної їх роботи. Такий осад легко

загниває при підсушуванні на піскових майданчиках, стає середовищем для розмноження мух. Звичайно піскоуловлювачі розраховуються на затримання піску крупністю більше 0,20 мм (гідравлічна крупність 18,7 мм/с). Пісок вказаної крупності складає приблизно 65 % від загальної кількості піску.

Зрозуміло, що піскоуловлювачами затримується не весь пісок, який міститься в стічних водах. Дрібні фракції піску частково «проскакують» піскоуловлювачі. Тому фракційний склад піску, що затримується у піскоуловлювачах, відрізняється від наведеного в табл. 5.2 меншим вмістом піску дрібних фракцій. Разом з піском у піскоуловлювачах осаджуються і органічні домішки. В табл. 5.4 наведені експлуатаційні дані про кількість осаду, що затримується піскоуловлювачами різних очисних станцій, і вміст в осаді піску [2]. В нормально працюючих піскоуловлювачах вміст піску у затримуваному осаді складає 55-95 % і залежить від типу піскоуловлювачів та ефективності їх роботи. Ефективність роботи піскоуловлювачів добре характеризується зольністю затримуваного осаду, яка визначається при здійсненні контролю за роботою очисних споруд. Зольність осаду залежить від вмісту піску в осаді і звичайно перевищує його на 3-7%. Чим краще працюють піскоуловлювачі, тим вища зольність осаду.

Таблиця 5.4

Кількість осаду піскоуловлювачів і вміст у ньому піску [2]

Очисні споруди	Кількість осаду, л на 1000 м^3 стічної води	Вміст піску в сухому осаді, %
Щукінська біологічна станція	19-73	68-81
Кур'янівська станція аерації	46-57	55-60
Люблінська станція аерації	31-46	78-83

В середньому на кожні 1000 м^3 очищуваних стічних вод у піскоуловлювачах затримується 40-80 л осаду. Питома кількість затримуваного осаду для всіх типів піскоуловлювачів різна і складає 0,01-0,03 л/добу на одного жителя (табл. 5.5). Вологість затримуваного осаду складає - 60 %, об'ємна вага - 1,5 т/м^3.

При об'ємі осаду, затримуваного у піскоуловлювачах, до 0,1 м^3/добу допускається видаляти його вручну. При більшому об'ємі осаду вивантаження його повинно механізуватися. З метою запобігання загниванню вивантаження осаду здійснюють не рідше 1 разу в 2 доби. Найчастіше вивантаження осаду здійснюють 1 раз за зміну.

Для затримання піску на очисних станціях використовуються піскоуловлювачі декількох типів, які відрізняються напрямком і характером руху рідини: з горизонтальним прямолінійним рухом рідини - **горизонтальні** і **щілинні** піскоуловлювачі, з горизонтальним коловим рухом рідини - **горизонтальні піскоуловлювачі з коловим рухом рідини**, з гвинтовим рухом рідини по колу - **тангенційні** піскоуловлювачі, з горизонтальним гвинтовим

рухом рідини - **аеровані** піскоуловлювачі, з вертикальним гвинтовим рухом рідини - **вертикальні з тангенційною подачею рідини**, з низхідно-висхідним рухом рідини - **вертикальні із зануреною дошкою**.

Таблиця 5.5

Технологічні параметри піскоуловлювачів

Тип піскоуловлювачів	Гідравлічна крупність піску, мм/с	Швидкість руху води, м/с		Глибина, м	Кількість затриманого осаду, л/(жит.добу)	Вміст піску в осаді, %
		мінімальна	максимальна			
Горизонтальні	18,7-24,2	0,15	0,3	0,5-2	0,02	55-60
Тангенційні	18,7-24,2	-	-	0,5-3	0,02	70-75
Аеровані	13,2-18,7	0,08	0,12	0,7-3,5	0,03	90-97
Вертикальні	18,7-24,2			2-5	0.02	55-60

Тип піскоуловлювача вибирають із врахуванням продуктивності очисної станції, необхідної ефективності затримання піску, схеми очистки стічних вод і обробки осадів, загальної компановки очисних споруд і інших чинників. Аеровані та горизонтальні піскоуловлювачі з прямолінійним рухом рідини використовують при витратах очищуваних стічних вод більше 10000 $м^3$/добу, горизонтальні з круговим рухом рідини - при витратах до 70000 $м^3$/добу. Тангенційні піскоуловлювачі рекомендується використовувати при витратах очищуваних стічних вод до 50000 $м^3$/добу. На малих очисних станціях застосовують вертикальні піскоуловлювачі.

5.2. Горизонтальні піскоуловлювачі

Горизонтальний піскоуловлювач - це розширений канал, при вході в який швидкість руху стічних вод уповільнюється, і пісок під дією сили тяжіння випадає в осад (рис. 5.2). Основними елементами піскоуловлювача є: вхідна частина, що являє собою канал, ширина якого поступово збільшується від ширини підвідного каналу до ширини самого піскоуловлювача; вихідна частина - канал, ширина якого поступово зменшується від ширини піскоуловлювача до ширини відвідного каналу; приямок для збору осаду, який зазвичай розташовується на початку споруди.

Оптимальна швидкість руху стічних вод у горизонтальних піскоуловлювачах, призначених для очистки міських стічних вод, складає 0,3 м/с. Зниження швидкості потоку менше 0,3 м/с призводить до випадання в осад значної кількості нерозчинних органічних домішок, збільшення більше 0,3 м/с - до винесення («проскоку») піску з піскоуловлювача. Коливання витрати викликає зміну швидкості руху очищуваних стічних вод у горизонтальних піскоуловлювачах і, як наслідок, призводить до погіршення їх роботи. Так, якщо

в період максимального притоку швидкість руху стічних вод в піскоуловлювачі підтримується оптимальною, то в період мінімального притоку вона буде меншою в стільки разів, в скільки разів мінімальна витрата стічних вод менша максимальної. Діючим СНиП 2.04.03-85 при мінімальному притоці не допускається зниження швидкості руху стічних вод в горизонтальних піскоуловлювачах менше 0,15 м/с.

Для підтримання постійної швидкості руху рідини, незалежної від коливань витрати стічних вод, на вихідних каналах горизонтальних піскоуло-

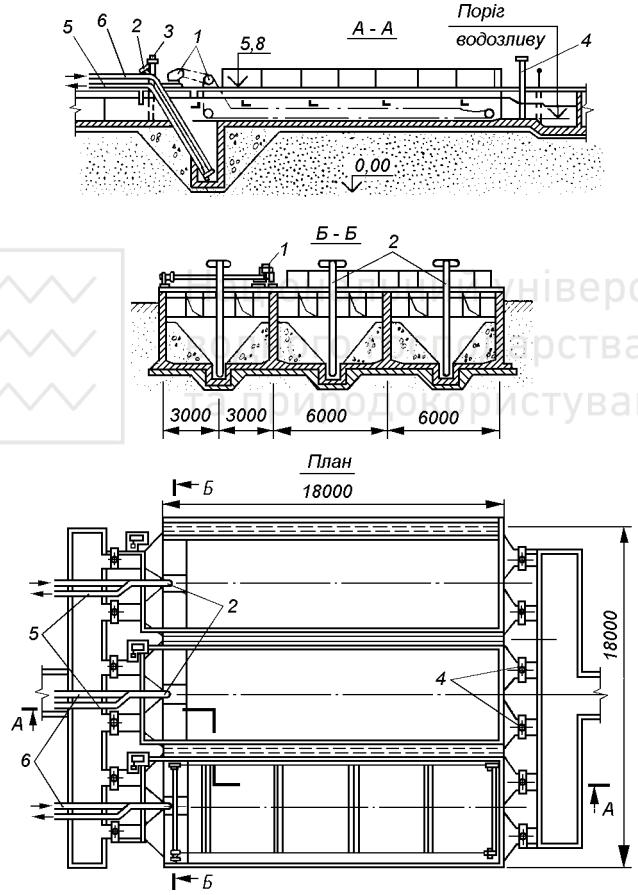


Рис.5.2. Горизонтальний піскоуловлювач із прямолінійним рухом рідини:
1 - скребковий механізм для згрібання піску в приямок; 2 - гідроелеватор; 3 - щитовий затвор із електроприводом; 4 - щитовий затвор із ручним приводом; 5 - трубопровід робочої рідини; 6 - пульпопровід

влювачів встановлюються регулюючі лотки або водозливи. У вітчизняній практиці з цією метою рекомендується влаштовувати непідтоплені водозливи з широким порогом без донного виступу [2], за кордоном влаштовуються непідтоплені водозливи з тонкою стінкою Реттгера і Сутро, лотки Паршаля і Вентурі [1]. Можна також обладнати піскоуловлювачі електрофікованими засувками, які автоматично підтримують постійну швидкість потоку води в піскоуловлювачі.

Робочу глибину горизонтальних піскоуловлювачів приймають у межах 0,5-2 м звичайно рівною наповненню у підвідному каналі. Ширина піскоуловлювача визначається розрахунком із урахуванням прийнятої конструкції і кількості відділень піскоуловлювача. Найчастіше піскоуловлювачі мають прямокутний поперечний переріз і ширину відділення в межах 0,5-2 м. Вважається однак, що більш оптимальним є трапеціеподібний поперечний переріз з кутом похилу бокових стінок не менше 55 °, який забезпечує концентрацію осаду на меншій площі, завдяки чому спрощується його видалення із піскоуловлювачів [2].

Тривалість перебування стічних вод у піскоуловлювачах визначається розрахунком і, очевидно, залежить від їх глибини: чим більша глибина, тим більшою повинна бути тривалість перебування, і навпаки. Однак тривалість перебування стічних вод в горизонтальних піскоуловлювачах регламентується і повинна складати не менше 30 с [3]. Скорочення тривалості перебування стічних вод менше зазначеної величини, навіть у відповідності до розрахунків, може призвести до зменшення ефективності затримання піску.

Горизонтальні піскоуловлювачі повинні мати два або більше відділень, кожне з яких обладнується шиберами для відключення його з роботи. При видаленні осаду без застосування спеціальних механізмів кожне з відділень повинно бути робочим, а при очистці із застосуванням механізмів (ланцюгових чи візочних скребків) окрім робочих необхідно проектувати одне резервне відділення для можливості аварійного або почергового відключення з роботи на тривалий час для профілактичного ремонту механізмів.

Влаштування піскоуловлювачів з декількох відділень дозволяє підтримувати постійні швидкості течії стічної води шляхом відключення з роботи одного або декількох відділень в періоди мінімального притоку і здійснювати очистку непрацюючих відділень. Крім того, це гарантує безперебійну роботу очисних станцій при вимушеному відключенні з роботи одного або декількох відділень при аваріях. При цьому інша частина відділень буде продовжувати працювати, хоча і з перевантаженням.

Приямки для осаду в горизонтальних піскоуловлювачах виконуються у вигляді пірамід або конусів. Їх стінкам надають ухил до горизонту не менше 60 °. В цьому випадку осадок самовільно сповзає по стінкам в основу приямка.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

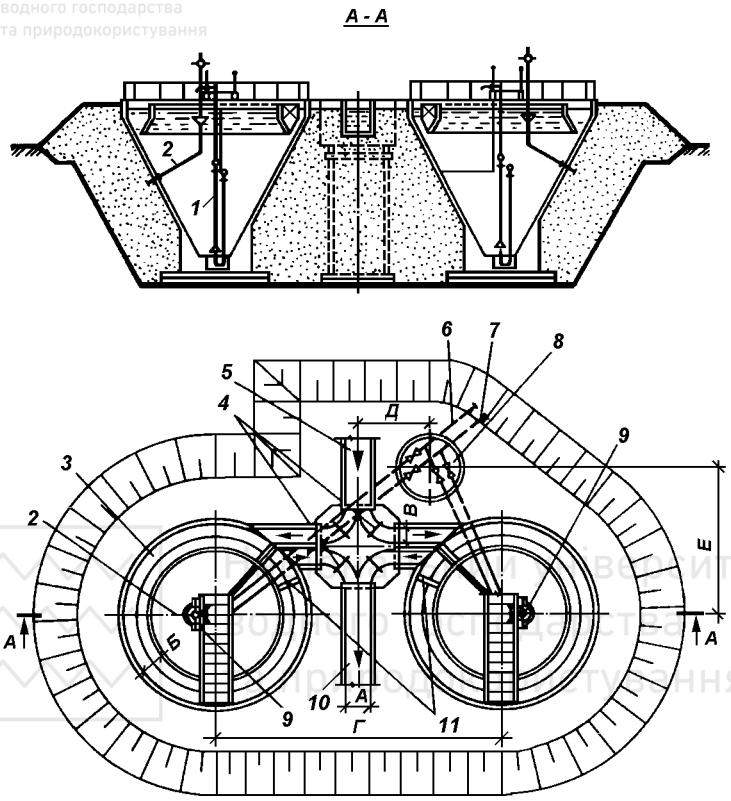


Рис. 5.3. Горизонтальний піскоуловлювач із коловим рухом рідини:
1 - гідроелеватор; 2 - трубопровід для відведення плаваючих домішок; 3 - лоток; 4 - затвори з ручним приводом; 5 - підвідний лоток; 6 - пульпопровід; 7 - трубопровід робочої рідини; 8 - камера переключень; 9 - пристрої для збирання плаваючих домішок; 10 - відвідний лоток; 11 - напівзанурені щити (при очистці нафтовмісних вод)

Суттєвим недоліком горизонтальних піскоуловлювачів є те, що затриманий осад в них розташовується по всій площі дна, що ускладнює збір його при вивантаженні. У сучасних конструкціях піскоуловлювачів переміщення осаду до приямка здійснюють за допомогою механічних скребків чи гідромеханічним способом (гідрозмив). Із піскового приямка осад видаляється гідроелеваторами, пісковими насосами, ерліфтами чи шнековими насосами. Ручне видалення здійснюють при відсутності пристроїв для згрібання і видалення осаду, коли його кількість не перевищує 0,1 м /добу.

Горизонтальні піскоуловлювачі відрізняються простотою конструкції і експлуатації, забезпечують достатньо високий ефект затримання піску (приблизно 65-75 %). Однак ефективність їх роботи залежить від коливань витрати стічних вод, що призводять до зміни швидкості руху потоку у піскоуловлювачі. Крім цього певні труднощі виникають і при видаленні з них осаду.

Намагання спростити вивантаження осаду привело до створення **горизонтальних піскоуловлювачів із коловим рухом рідини** (рис. 5.3), які за принципом роботи подібні до горизонтальних піскоуловлювачів. Різниця полягає лише в тому, що рух стічних вод у них відбувається не прямолінійно, а по колу. Проточна частина піскоуловлювачів із коловим рухом рідини в поперечному перетині має у верхній частині прямокутну форму, а в основі - трикутну зі щілиною внизу. Пісок, що затримується в коловому лотку, провалюється через щілину в зону осаду, яка має форму зрізаного конуса. Вивантаження осаду здійснюється гідроелеватором. Якщо дозволяє висотне розміщення, то осад може видалятися під гідростатичним тиском безпосередньо з нижньої частини піскоуловлювача.

Горизонтальні піскоуловлювачі з коловим рухом займають менше місця, ніж звичайні піскоуловлювачі з прямолінійним рухом рідини. Тому їх використовують в умовах обмеженої території для розміщення очисної станції. Крім цього їх доцільно розміщувати в насипах для спрощення випуску осаду.

Розроблені типові проекти піскоуловлювачів з коловим рухом води продуктивністю 1,4-64 тис. $м^3$/добу діаметром 4 і 6 м (табл. 5.6).

При русі потоку стічних вод у каналах чи трубопроводах пісок переміщається, як правило, по дну. Тому його можна видаляти, влаштовуючи у дні каналів чи трубопроводів поперечні щілини, через які він буде провалюватися у спеціальний бункер, розміщений під щілинами**. Щілинний піскоуловлювач** - це канал, чи круглий трубопровід, у дні якого прорізані поперечні щілини шириною 100-150 мм через 300-350 мм. Звичайно прорізають 2-3 щілини. В каналах щілини прорізають по всій ширині каналу, у трубопроводах довжина щілини складає 75 % від величини діаметра (рис. 5.4).

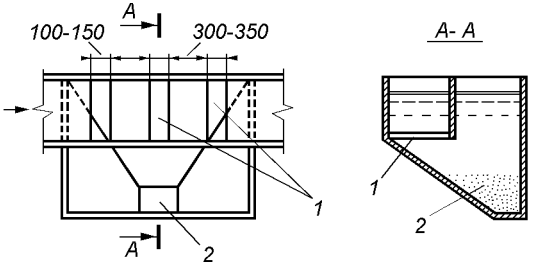


Рис. 5.4. Щілинний піскоуловлювач:
1 - щілини; 2 - пісковий приямок

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 5.6

Основні розміри горизонтальних піскоуловлювачів з коловим рухом води (ТП 902-2-331, вузол з двох піскоуловлювачів)

Тип	Продуктивність, $м^3$/добу	Розміри, мм					
		А	Б	В	Г	Д	Е
Діаметр 4 м							
I	1400-2700	300	500	200	6000	2000	5000
II	2700-4200	300	500	300	6000	2000	5000
III	4200-7000	450	800	300	6000	2000	5000
IV	7000-10000	600	800	450	6500	2000	5000
Діаметр 6 м							
V	10000-17000	600	1000	600	10000	2500	4600
VI	17000-25000	900	1400	900	11000	2500	4600
VII	25000-40000	900	1500	900	11000	2500	4600
VIII	40000-64000	1200	1800	1200	11000	2500	4600

Швидкість потоку над щілинами не повинна перевищувати 1,5 м/с. Для хорошої роботи щілинних піскоуловлювачів необхідно, щоб перед ними і за ними були прямолінійні ділянки каналу довжиною відповідно 10 і 5 м.

Ефективність роботи щілинних піскоуловлювачів нижча, ніж піскоуловлювачів інших типів, вони затримують лише крупні фракції піску. Кількість затримуваного осаду складає 0,01-0,015 л/(жит.добу). Не дивлячись на ці обставини, щілинні піскоуловлювачі відрізняються простотою конструкції і експлуатації, не затримують ганчір'я, тому їх можна розміщувати перед решітками і решітками-дробарки з метою захисту останніх від абразивної дії піску. Іноді щілинні піскоуловлювачі розміщують на каналізаційних колекторах для вилучення піску із стічних вод перед ділянками, що замулюються.

5.3. Тангенційні піскоуловлювачі

Тангенційні піскоуловлювачі - це круглі у плані споруди з тангенційною (по дотичній) подачею стічних вод. Така подача стічних вод зумовлює обертовий рух рідини у плані піскоуловлювача. Внаслідок тангенційної подачі води і її обертання у плані споруди в піскоуловлювачі виникає гвинтовий (поступально-обертовий) рух рідини з круговою віссю, що знаходиться у горизонтальній площині (на периферії вода рухається вниз, а в центрі - вверх). Крім сили тяжіння на частинки піску у тангенційному піскоуловлювачі діють ще і дві відцентрові сили, зумовлені рухом стічної води по колу у плані і обертовим рухом у поперечному перерізі. Внаслідок дії відцентрових сил частинки піску відкидаються на периферію потоку - до стінок і дна піскоуловлювача і в кінцевому рахунку опиняються у пісковому приямку. Більш легкі органічні домішки при цьому підтримуються у зваженому стані і не

Національний університет
випадають в осад, у результаті чого вміст піску в осаді тангенційних піскоуловлювачів вищий, ніж у горизонтальних, і складає 70-75 %.

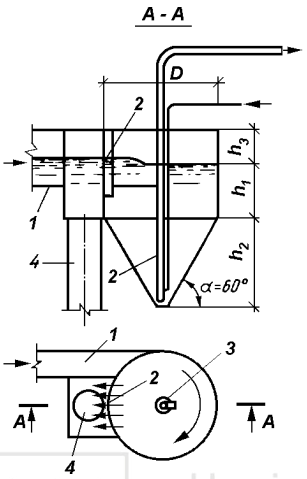


Рис. 5.5. Тангенційний піскоуловлювач:
1 - підвідний лоток; 2 - водозлив; 3 - ерліфт;
4 -відвідна труба

Конструкція найпростішого тангенційного піскоуловлювача показана на рис. 5.5. Стічні води надходять у споруду по лотку, під'єднаному по дотичній на периферії піскоуловлювача. Впуск стічних вод здійснюється по всій розрахунковій глибині, яка приймається рівною радіусу піскоуловлювача. Звільнені від піску стічні води відводяться через водозлив у боковій стінці піскоуловлювача у лоток. Ширина водозливу при цьому дорівнює ширині відвідного лотка. Затриманий осад періодично випускається із нижньої конічної частини піскоуловлювача.

Національний університет водного господарства та природокористування

Більш досконала конструкція тангенційного піскоуловлювача наведена на рис. 5.6. Відведення очищених стічних вод у ньому здійснюється не тільки через водозлив у боковій стінці, але також і за допомогою спеціальної телескопічної труби, яка розміщується у центрі водяної лійки на поверхні піскоуловлювача. Пісок відмивається від органічних домішок у шнековому піскопромивачі. Відмиті органічні домішки захоплюються потоком рідини і виносяться із піскоуловлювача з очищеними стічними водами, відмитий пісок видаляється шнеком. При швидкості руху стічної води у підвідному лотку 0,7-1,1 м/с із стічних вод вилучається приблизно 92-98 % усього піску з гідравлічною крупністю 18-24 мм/с. Вміст піску у відмитому осаді складає 88-94 % [5].

Тангенційні піскоуловлювачі використовуються на малих і середніх очисних станціях продуктивністю до 50000 $м^3$/добу. Оптимальні умови їх роботи забезпечуються при гідравлічному навантаженні на одиницю площі у плані 90-130 $м^3/(м^2.год)$. На малих очисних станціях гідравлічне навантаження на тангенційні піскоуловлювачі може бути зменшене до 60-80 $м^3/(м^2.год)$. Діаметр тангенційних піскоуловлювачів приймається не більше 6 м [3, 5].

Національний університет
водного господарства
та природокористування

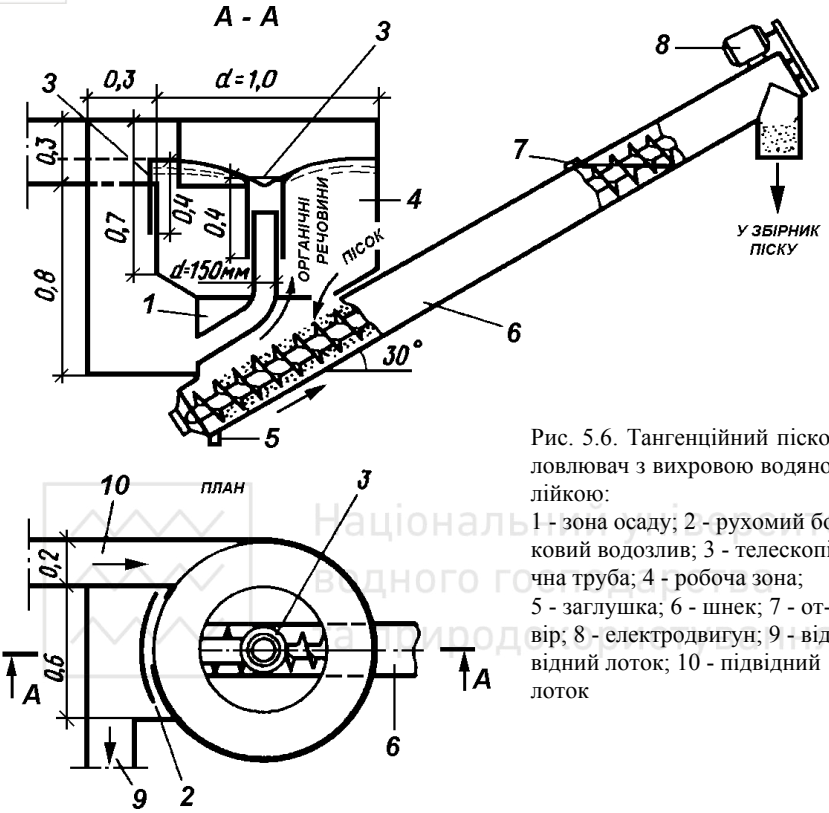


Рис. 5.6. Тангенційний піскоуловлювач з вихровою водяною лійкою:
1 - зона осаду; 2 - рухомий боковий водозлив; 3 - телескопічна труба; 4 - робоча зона; 5 - заглушка; 6 - шнек; 7 - отвір; 8 - електродвигун; 9 - відвідний лоток; 10 - підвідний лоток

Національний університет
водного господарства
та природокористування

5.4. Аеровані піскоуловлювачі

Аерований піскоуловлювач - це подовжений горизонтальний резервуар з поперечним перетином прямокутної, полігональної, овальної, іноді круглої форми, в якому відділення піску відбувається у полі відцентрових сил під час горизонтально-гвинтового руху рідини. Горизонтальний поступальний рух створюється за рахунок подачі рідини в піскоуловлювачі з однієї сторони і відведення з протилежної сторони. Обертовий рух рідини у поперечному перетині потоку забезпечується подачею повітря за допомогою аератора, розміщеного вздовж однієї із повздовжніх стінок піскоуловлювача. Аератор являє собою горизонтальну стальну чи пластмасову трубу з отворами діаметром 3-5 мм, направленими вверх з кроком 100-200 мм, розміщену на глибині,

яка складає 70 % від загальної гідравлічної глибини. Обертовий, а також горизонтальний поступальний рух зумовлюють горизонтальний гвинтоподібний рух рідини у піскоуловлювачі.

Швидкість обертового руху рідини залежить від інтенсивності аерації. При інтенсивності аерації 3-5 $м^3/(м^2.год)$ швидкість руху рідини на периферії потоку складає біля 0,3 м/с, при якій, як вказувалося вище, виключається випадання в осад органічних речовин, але відбувається ефективне відділення піску. Обертовий рух сприяє відмиванню піску і забезпечує його концентрацію в пісковому лотку, який розташовується звичайно під аератором. Важливим є те, що навіть при значних коливаннях витрати, а значить і швидкості поступального руху стічних вод, швидкість обертового руху змінюється в незначних межах. При значно меншій, ніж в горизонтальних, швидкості поступального руху - 0,08-0,12 м/с, тривалість перебування стічних вод в аерованих піскоуловлювачах складає 120-180 с, що забезпечує високу ефективність вилучення піску із стічних вод.

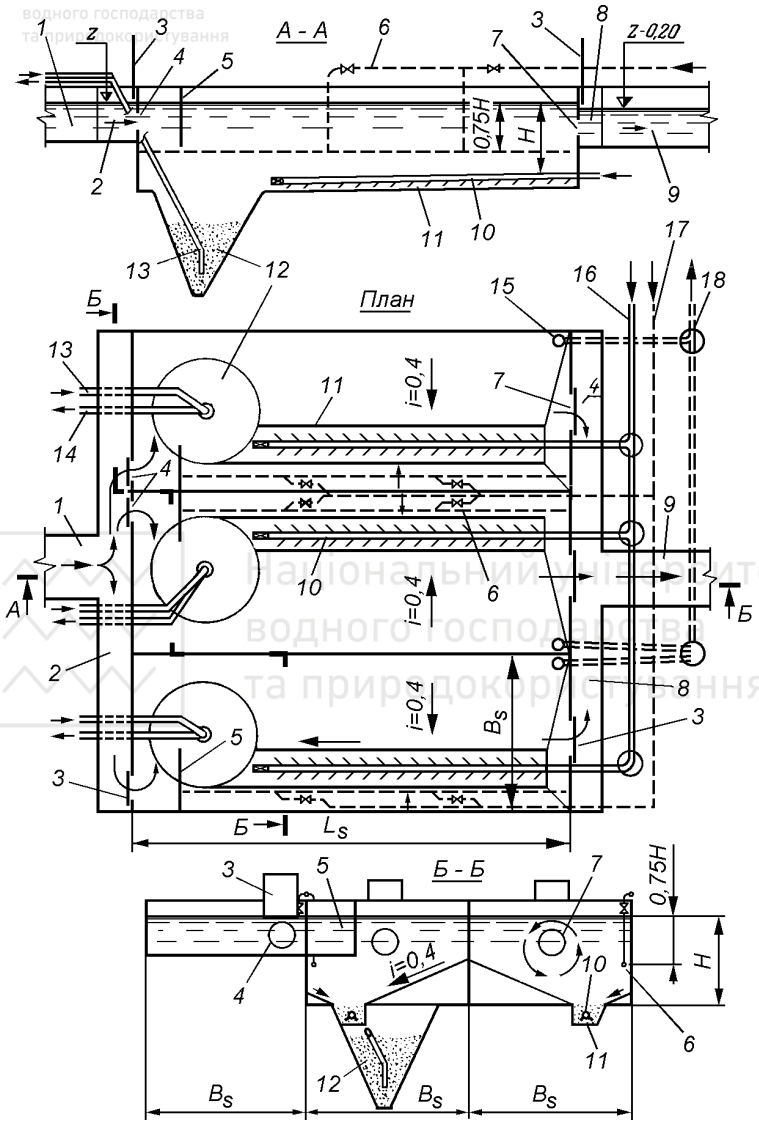
Глибина аерованих піскоуловлювачів приймається в межах 0,7-3,5 м, а відношення ширини відділення до глибини - в межах 1:1-1:1,5. Впуск води у піскоуловлювачі доцільно здійснювати так, щоб напрям вхідного потоку співпадав з обертовим рухом рідини. Випуск води із піскоуловлювачів повинен бути затоплений навпроти центру поперечного перетину піскоуловлювача, де концентрується основна маса органічних забруднень. Затоплений випуск дозволяє затримувати у піскоуловлювачі всі забруднення, що спливли (жири, нафтопродукти й ін.).

Типові проекти аерованих піскоуловлювачів розроблені на три і чотири відділення шириною по 3 і 4,5 м і довжиною 12 м. Довжина піскоуловлювача може бути збільшена при застосуванні 3-метрової вставки (табл. 5.7). На рис. 5.7 представлена схема аерованого піскоуловлювача з трапецієподібним поперечним перетином.

Вздовж однієї із стінок на відстані 45-60 см від дна по всій довжині піскоуловлювача встановлені аератори, а під ними влаштований лоток для піску. Для системи аерації використовується повітря від насосно-повітродувної станції. В поперечному перетині дно має ухил 0,4 до лотка для самопливного відведення в нього піщаної маси. Осад з лотка змивається в бункер піскоуловлювача за допомогою гідромеханічної системи, а з піскового приямка - видаляється гідроелеватором. Для систем гідрозмиву і гідровидалення використовується технічна вода.

Стічні води надходять у відділення піскоуловлювача із розподільчого лотка через круглі отвори великого діаметру. Для спрямування вхідного потоку так, щоб його напрям співпадав з обертовим рухом рідини у піскоуловлювачі, біля впускних отворів влаштовуються поперечні струминонаправляючі перегородки.

Національний університет
водного господарства
та природокористування



Випуск стічних вод із відділення здійснюється у збірний лоток, розміщений з протилежної сторони, через затоплені отвори великого діаметру. При необхідності відключення відділення впускні і випускні отвори перекри-

Національний університет водного господарства

Рис. 5.7. Аерований піскоуловлювач
1-підвідний лоток; 2-розподільчий лоток; 3-щитовий затвор; 4-впускний отвір; 5-струминонаправляюча перегородка; 6-аератор; 7-випускний отвір; 8-збірний лоток; 9-відвідний лоток; 10-змивний трубопровід із сприсками; 11-пісковий лоток; 12-пісковий приямок; 13-трубопровід робочої рідини з гідроелеватором; 14-піщана пульпа; 15-бункер для затримання плаваючих домішок; 16-трубопровід для гідрозмиву; 17-повітропровід; 18-колодязь для збору плаваючих домішок

Таблиця 5.7

Типові аеровані піскоуловлювачі

Пропускна здатність, тис. м^3/добу	Число відді-лень	Основні розміри відділення, м			Номер типового проекту
		ширина	довжина	глибина	
70-140	3	3	12+3	2,1	902-2-372.83
140-200	4				902-2-373.83
200-400	3	4,5	12+3	2,8	902-2-374.83
240-280	4				902-2-375.83

ваються шиберами. Затримані у піскоуловлювачі плаваючі речовини видаляються за допомогою спеціальних бункерів.

Аеровані піскоуловлювачі мають суттєві переваги над іншими типами піскоуловлювачів, а саме:

1. Високий ефект затримання піску: кількість затриманого в аерованих піскоуловлювачах осаду складає 0,03 л/(жит.добу) чи 75 л на 1000 м^3 стічних вод, що приблизно у 1,5 рази більше ніж у звичайних піскоуловлювачах. Збільшення ефективності затримання піску в аерованих піскоуловлювачах досягається за рахунок дрібних фракцій розміром менше 0,20 мм;
2. Низький вміст органічних домішок в осаді, що складає 5-10 % (зольність осаду - 90-95 %);
3. Аеровані піскоуловлювачі можна використовувати як преаератори з добавленням у стічні води надлишкового активного мулу, який підтримується у піскоуловлювачі у завислому стані і виноситься із них потоком очищених стічних вод;
4. Аеровані піскоуловлювачі можна використовувати для затримання жиру, нафтопродуктів і інших речовин з густиною, меншою за густину води;
5. Аеровані піскоуловлювачі не потребують пристроїв для стабілізації в них швидкості руху води.

5.5. Вертикальні піскоуловлювачі

У **вертикальних піскоуловлювачах** стічні води рухаються вертикально (вверх чи вниз). Їх використовують при витратах очищуваних стічних вод до 5000 м^3/добу.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

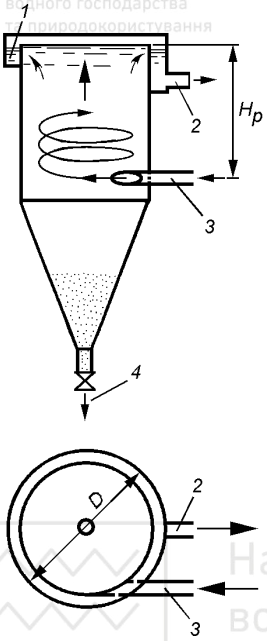


Рис. 5.8. Вертикальний піскоуловлювач з тангенційною подачею стічних вод:

1 - збірний лоток; 2 - відвідний трубопровід; 3 - підвідний трубопровід; 4 - випуск осаду

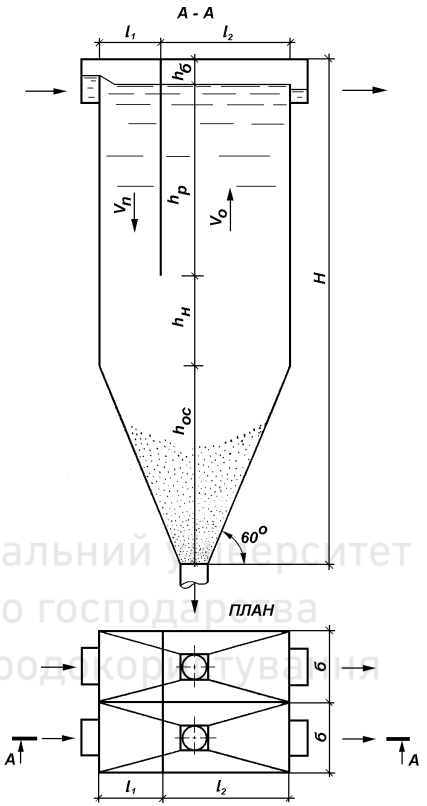


Рис. 5.9. Вертикальний піскоуловлювач із зануреною дошкою

На рис. 5.8 представлена конструкція циліндро-конічного вертикального піскоуловлювача з тангенційною (по дотичній) подачею стічних вод, за рахунок якої у ньому виникає гвинтоподібний рух рідини, направлений вгору. Під дією відцентрової сили пісок відкидається до стінок, далі сповзає вниз і накопичується у нижній конічній частині піскоуловлювача. При цьому вертикальна швидкість руху приймається рівною 30 мм/с, тривалість перебування у піскоуловлювачі - 30 с, а швидкість руху стічних вод у підвідному трубопроводі - не більше 0,4 м/с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 5.8

Основні характеристики вертикальних піскоуловлювачів із зануреною дошкою [5]

Показники	Значення показників при продуктивності очисних споруд, м^3/добу						
	100	200	400	700	1400	3000	5000
Розрахункова витрата, м^3/год	4,16	8,32	16,66	29,16	58,33	125,0	208,33
Розміри, м							
l_1	0,1	0,15	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4
l_2	0,25	0,30	0,45	0,6	0,6	0,6	0,8
l	0,35	0,45	0,56	0,9	0,9	0,9	1,2
B	0,1	0,15	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3
$h_б$	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
$h_р$	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
$h_н$	0,15	0,15	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4
$h_{ос}$	0,3	0,4	0,55	0,8	0,8	0,8	1,0
$H_п$	2,25	2,35	2,55	2,9	2,9	2,9	3,2
Число піскоуловлювачів з двома секціями	1	1	1	1	2	2	4

Національний університет водного господарства та природокористування

Вертикальні двосекційні піскоуловлювачі із зануреною дошкою являють собою вертикальні прямокутні (чи круглі) у плані резервуари, розділені на дві камери вертикальною перегородкою (рис. 5.9). Відділення піску у таких піскоуловлювачах відбувається в результаті зміни напрямку руху стічних вод із низхідного на висхідний, а також під час їх вертикального руху із швидкістю 0,05 м/с.

Основні характеристики вертикальних піскоуловлювачів із зануреною дошкою наведені в табл. 5.8.

5.6. Видалення та обробка осаду піскоуловлювачів

Як відомо, у горизонтальних піскоуловлювачах осад розташовується по всій площі дна споруд, а в аерованих - зосереджується в піскових лотках. Переміщення затриманого піску до приямків у сучасних конструкціях піскоуловлювачів здійснюється за допомогою механічних скребків чи гідромеханічним способом (гідрозмив).

У горизонтальних піскоуловлювачах застосовують **механічні скребки** двох типів: ланцюгові або візочні. Ланцюгові механізми складаються з двох нескінчених ланцюгів Галля, розташованих по краях секції піскоуловлювача, із закріпленими на них скребками. Біля дна скребки рухаються в сторону бункера проти напряму руху рідини, переміщуючи при цьому осад. Над піскоуловлювачем скребки переміщуються в його кінець за течією ріди-

ни. Механізм візочного типу (рис. 5.10) складається з візка із підвішеним на ньому скребком, що переміщується над піскоуловлювачем взад-вперед по двох рейках або монорейці. При зворотному русі скребок піднімається. Механізми для переміщення осаду складні і ненадійні, бо експлуатуються над водою у вологому середовищі.

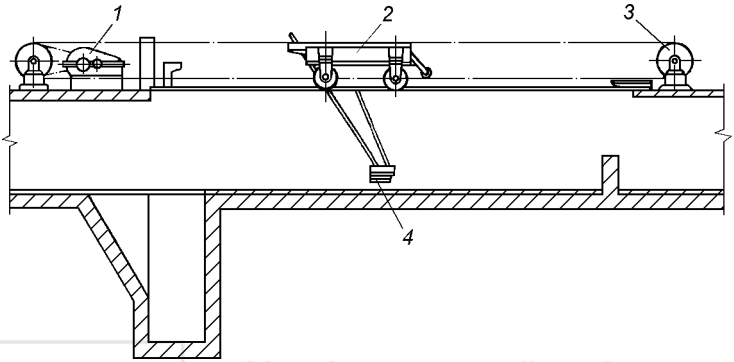


Рис. 5.10. Скребковий уніфікований механізм МСПУ-3 із скребком, що повертається: 1 - привід; 2 - скребковий візок; 3 - блок; 4 - скребок, що повертається

Більш надійною в роботі є **гідромеханічна система** переміщення осаду у піскові приямки. Вона являє собою вкладені по дну в лотках змивні трубопроводи із сприсками, направленими під кутом вниз в сторону конічних піскових приямків. Вода, яка виходить із сприсків в товщу осаду, починає фільтруватися по шляху найменшого опору - вверх. При певній швидкості осад розширюється і стає досить рухомим. На рівні сприсків (біля дна) він легко змивається. На зміну йому опускаються верхні шари. Таким чином, осад не розпушується, а навпаки, підсмоктується згори і змивається в сторону бункера.

Схема влаштування гідромеханічної системи у горизонтальних піскоуловлювачах представлена на рис. 5.11. На дні споруди в повздовжньому напрямку по всій довжині влаштовуються один або декілька піскових лотків прямокутного чи трапецієподібного перетину. Глибина лотка приймається не меншою двох діаметрів змивного трубопроводу, його ширина складає 0,4-1,2 м (ширину піскових лотків в аерованих піскоуловлювачах рекомендується приймати рівною 0,5 м). Посередині дна кожного піскового лотка вкладається змивний трубопровід, що має з двох сторін через 0,25-0,4 м сприски, направлені вниз вздовж піскового лотка в сторону бункера (рис. 5.12). Діаметр змивних трубопроводів і сприсків, витрата і напір промивної води визначаються

розрахунками. Звичайно витрата промивної води на один пісковий лоток складає 0,03-0,1 м^3/с при напорі 4-6 м і тривалості змиву осаду 1-3 хв.

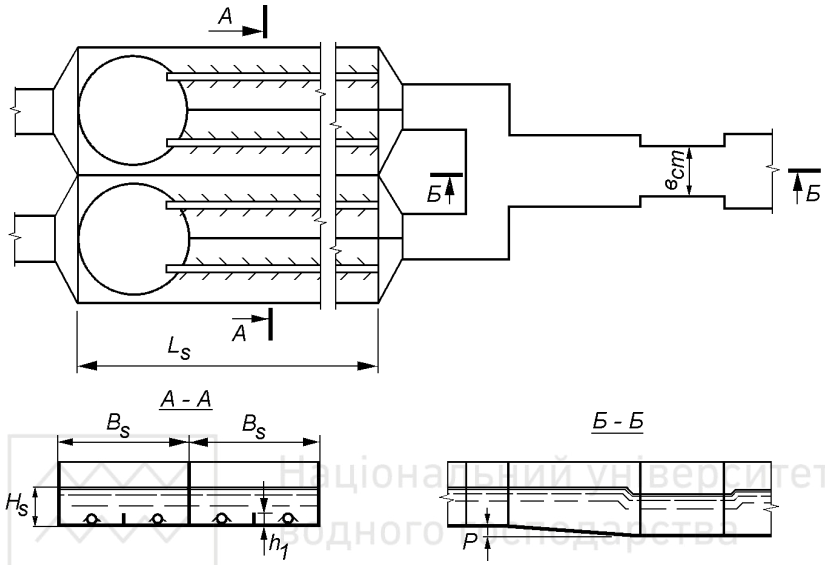


Рис. 5.11. Схема горизонтального піскоуловлювача з гідромеханічним видаленням осаду

Об'єм піскових приямків піскоуловлювачів розраховують на накопичення не більш ніж дводобового об'єму осаду. При застосуванні гідрозмиву приямки мають форму зрізаного конусу, а при застосуванні скребків - зрізаної піраміди з кутом похилу стінок приямка до горизонту не менше 60^o.

Кількість піску, що затримується у піскоуловлювачах, визначають, виходячи з його питомої кількості в розрахунку на одного жителя (табл. 5.5). Вологість піску приймають 60 %, об'ємну вагу - 1,5 т/м^3.

Із піскових приямків піскоуловлювачів осад видаляють за допомогою гідроелеваторів, ерліфтів, шнекових чи піскових насосів, багатоковшових екскаваторів.

Найчастіше осад відкачують гідроелеваторами, які виготовляються як нестандартизоване обладнання за кресленнями проектних організацій. Робоча рідина, в якості якої використовується освітлена чи очищена стічна вода, під тиском з великою швидкістю виходить із сопла, що створює розрідження і забезпечує підсмоктування осаду (рис. 5.13). У камері змішування,

куди надходить утворена суміш, відбувається перетворення кінетичної енергії потоку в енергію тиску. У дифузорі внаслідок зменшення швидкості потоку відбувається подальше підвищення тиску, що дозволяє транспортувати піщану пульпу до місця призначення. Тиск робочої рідини перед гідроелеватором повинен складати 0,2-0,4 МПа. На 1 м^3 осаду, що видаляється із піскоуловлювачів, подається приблизно 20 м^3 робочої рідини.

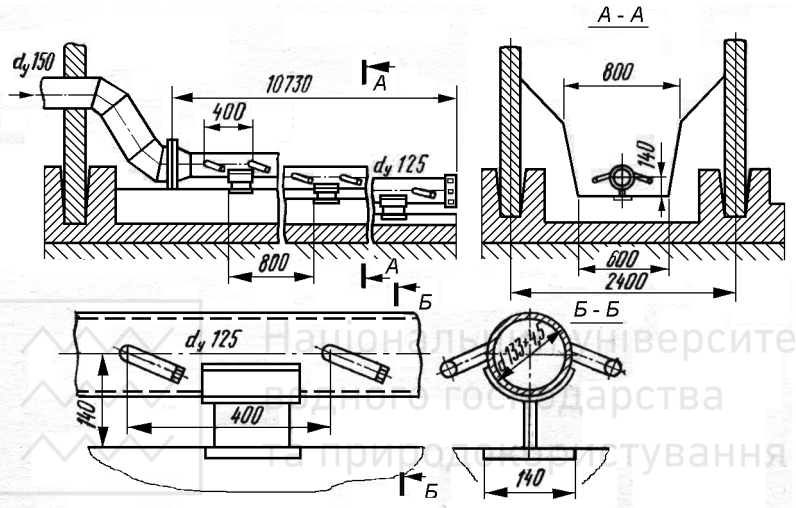


Рис. 5.12. Система гідромеханічного видалення осаду

Перед включенням гідроелеваторів у роботу осад в приямках заздалегідь скаламучується. Для цього в них прокладаються трубопроводи, обладнані соплами, направленими в основу приямків, по яких подається робоча рідина. Вивантаження осаду здійснюється не рідше одного разу в дві доби. Звичайно вивантаження осаду здійснюють один раз у зміну (через 7-8 год).

Зневоднення і підсушування осаду піскоуловлювачів здійснюється на піскових майданчиках чи у піскових бункерах. Далі осад транспортується в місця складування, розміщення яких погоджується з органами державного санітарного нагляду.

Піскові майданчики являють собою дреновані ділянки, огороджені валиками висотою 1-2 м (рис. 5.14). Вони розташовуються по можливості ближче до піскоуловлювачів. Для заїзду автотранспорту в них влаштовуються пандуси з ухилом 0,12-0,2. Розмір майданчиків визначається за навантаженням по осаду, яке приймається рівним 3 м^3/(м^2.рік). Число піскових майдан-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

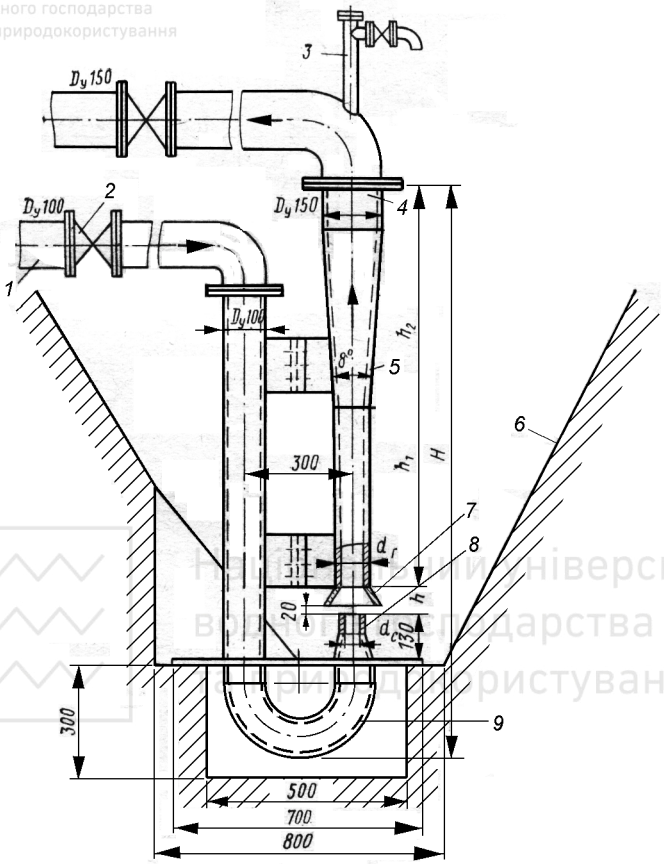


Рис. 5.13. Гідроелеватор для видалення піску із піскового приямка:
1 - напірний трубопровід робочої рідини; 2 - засувка; 3 - патрубок для прочистки звуженої частини гідроелеватора; 4 - пульпопровід; 5 - дифузор; 6 - пісковий приямок; 7 - змішувальна камера; 8 - сопло; 9 - підвідний патрубок

чиків повинно бути не менше двох. Передбачається, що осад періодично видаляється з піскових майданчиків протягом року. Дренажна вода з піскових майданчиків перекачується насосами в «голову» очисних споруд.

Для зневоднення осаду піскоуловлювачів можливе також влаштування накопичувачів із шаром напуску осаду до 3 м. Відстояну поверхневу воду випускають через спеціальні колодязі, обладнані водозливами з рухомою стінкою, - так звані «монахи».

Національний університет
водного господарства
та природокористування

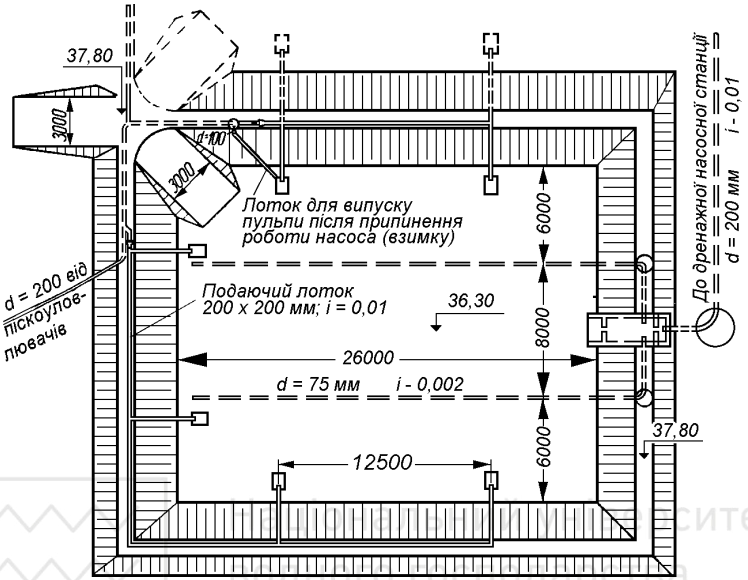


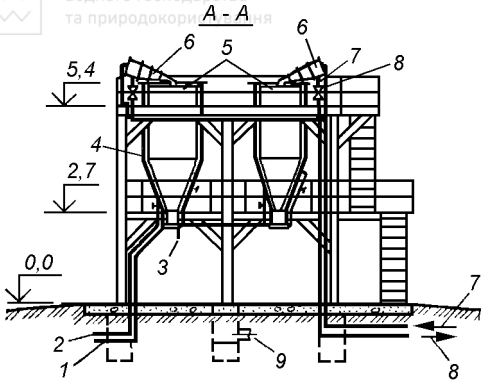
Рис. 5.14. Пісковий майданчик

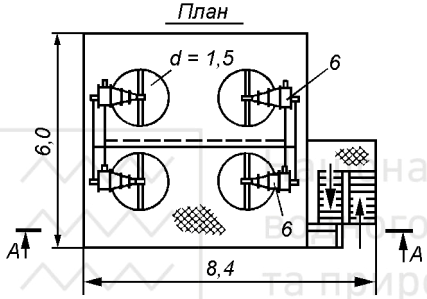
Піскові майданчики і накопичувачі є джерелом забруднення повітря й грунтових вод на території очисної станції, тому їх застосування в нинішній час обмежене. Сучасні способи обробки осаду піскоуловлювачів повинні передбачати відмивання, зневоднення і підсушування піску з наступним використанням його для планування місцевості або в будівництві.

Хороші результати дає відмивання піску у гідроциклонах. Для цього застосовують спеціальні гідроциклони із збільшеним отвором для введення гідросуміші і кутом конусності апарату 30-40°. При цьому вміст піску в осаді горизонтальних піскоуловлювачів може бути доведений до 95-97%.

Для відмивання та зневоднення піску на очисних станціях продуктивністю до 75000 м^3/добу рекомендується застосовувати спеціальні циліндроконічні **піскові бункери** діаметром 1,5-2 м, пристосовані для наступного вивантаження піску в автотранспорт. Такі бункери виконуються по типу тангенційних піскоуловлювачів. Доцільним є застосування бункерів в поєднанні з напірними гідроциклонами діаметром 300 мм (напір пульпи перед гідроциклоном повинен складати 0,2 МПа) (рис. 5.15).

Національний університет
водного господарства
та природокористування





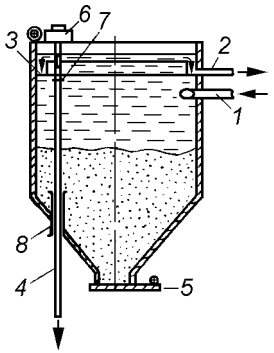


Рис. 5.16. Система для видалення води із піскового бункера:
1 - підвідна труба; 2 - відвідна труба; 3 - водозбірний лоток; 4 - рухомий стояк; 5 - шибер; 6 - електропривід; 7 - металеве кільце; 8 - сальник

Рис. 5.15. Піскові бункери:
1 - підвід води в систему опалення; 2 - відвід води з системи опалення; 3 - затвор з електроприводом; 4 - теплоізоляція; 5 - бункер; 6 - гідроциклон; 7 -підвід пульпи до гідроциклонів; 8 - відвід води від гідроциклонів; 9 - відвід дренажних вод

Для цілорічної експлуатації піскові бункери влаштовують в опалюваних приміщеннях з розрахунковою внутрішньою температурою 5 ^{o}C чи передбачають їх обігрівання за допомогою змійовиків. Місткість бункерів розраховується на 1,5-5-добове зберігання піску. Число піскових бункерів повинно бути не менше двох.

При експлуатації пісковых бункерів найбільші труднощі виникають при видаленні відстояної води і вивантаженні піску в автотранспорт. Як показала практика, серед відомих пристроїв для вида-

лення відстояної води (дренажу) найбільш оптимальним є так званий «рухомий стояк» - вертикальна металева труба з овальним отвором, що переміщається вниз і вверх за допомогою електроприводу (рис. 5.16). Застосування цього пристрою дозволяє зменшити вологість піску до 60 %. Для покращання переміщення піску при вивантаженні кут похилу нижньої частини бункера повинен складати 60°, а діаметр люка для вивантаження - не менше 0,6 м [6]. Дренажна вода з піскових бункерів повинна повертатися в канал перед піскоуловлювачами.

Нова технологічна схема обробки осаду піскоуловлювачів розроблена на кафедрі водовідведення Московського державного будівельного університету [7]. Вона включає промивку осаду висхідним потоком води з наступним розділенням піску і органічних включень на барабанному сітчастому сепараторі з одночасним промиванням осаду водою (рис. 5.17).

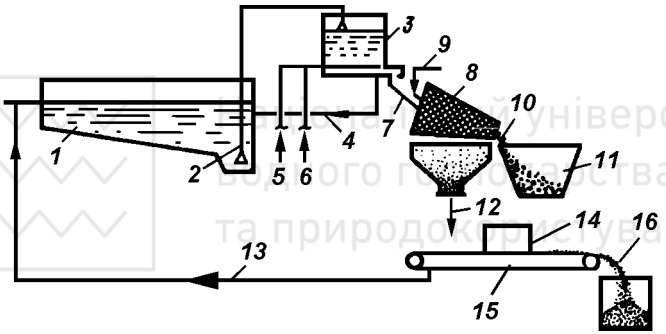


Рис. 5.17. Схема обробки осаду піскоуловлювачів:
1 - піскоуловлювач; 2 - гідроелеватор; 3 - піскопромивач; 4 - повернення води; 5, 9 - промивна вода; 6 - повітря; 7 - осад у барабанний сепаратор; 8 - барабанний сепаратор сітчастий; 10 - органічний шлам із сепаратора; 11 - бункер для шламу; 12 - пісок; 13 - фільтрат; 14 - пропарочна камера для дезинфекції; 15 - стрічковий вакуум-фільтр; 16 - зневоднений пісок

5.7. Розрахунок піскоуловлювачів

Розрахунок **горизонтальних піскоуловлювачів за спрощеним методом** здійснюється за тривалістю перебування в них стічних вод (не менше 30 с). Довжина піскоуловлювача при цьому визначається за формулою

$$L = \upsilon_{\max} \cdot t, м, \qquad (5.1)$$

де $\upsilon_{\max}$ = 0,3 м/с - швидкість руху стічних вод у піскоуловлювачі при їх максимальній витраті.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Загальна площа поперечного перетину піскоуловлювача складає

$$F = Q / \upsilon_{\max}, м^2, \quad (5.2)$$

а ширина відділення піскоуловлювача -

$$B = F / h_p N, м, \quad (5.3)$$

де Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/с; h_p - робоча глибина піскоуловлювача, м; N - кількість відділень піскоуловлювача (не менше двох, причому всі робочі).

Ширину відділень горизонтальних піскоуловлювачів звичайно приймають в межах від 0,5 м до 2 м. Часто ширину відділень приймають в залежності від розмірів стандартних скребків. На крупних станціях піскоуловлювачі із скребками мають ширину 4-6 м.

Отримані розміри піскоуловлювача перевіряють на пропуск мінімальної витрати стічних вод, при якій швидкість потоку не повинна бути меншою 0,15 м/с.

Далі необхідно розрахувати висоту шару осаду, який затримується у піскоуловлювачі $h_{ос}$. Для цього спочатку визначають загальний об'єм $W_{ос}$ затримуваного осаду

$$W_{ос} = \frac{N_{зв}^{зр} \cdot p \cdot T}{1000}, м^3, \quad (5.4)$$

де $N_{зв}^{зр}$ - зведене число жителів за завислими речовинами; p - кількість осаду, що затримується у піскоуловлювачах в розрахунку на одного жителя, л/добу (табл. 5.5); T - число діб між чистками піскоуловлювача (звичайно приймається 0,33-2 доби).

Звідси

$$h_{ос} = \frac{W_{ос}}{L \cdot B \cdot N}, м. \quad (5.5)$$

Загальна (будівельна) глибина піскоуловлювача визначається за формулою

$$H = h_б + h_p + h_{ос}, м, \quad (5.6)$$

де $h_б$ - висота бортів над рівнем води у піскоуловлювачі (приймається 0,2-0,4), м.

Розрахунок горизонтальних піскоуловлювачів за методом А.А.Карпінського дозволяє визначити їх розміри в залежності від мінімальної гідравлічної крупності піску, що підлягає затриманню.

Метод базується на елементарній теорії розрахунку горизонтальних відстійників (піскоуловлювач розглядається як горизонтальний відстійник), в

основу якої покладені дві передумови: 1) швидкість руху води у всіх точках будь-якого поперечного перетину відстійника однакова; 2) швидкість осадження частинок рівномірна впродовж всього часу їх осадження. При цих передумовах швидкість переміщення частинки у відстійнику є рівнодіючою вертикальної швидкості осадження частинки u і швидкості горизонтального руху води вздовж відстійника υ. Траєкторія руху частинки буде направленою по цій рівнодіючій і являти собою пряму лінію (рис. 5.18).

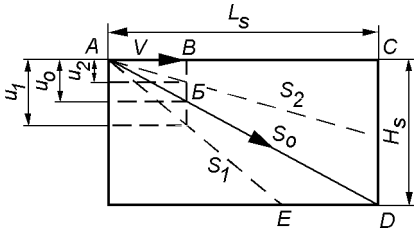


Рис. 5.18. Розрахункова схема горизонтального піскоуловлювача

У відстійнику із заданою довжиною L та глибиною H можливість затримання частинки буде залежати від співвідношення швидкостей υ і u: будуть затримуватись всі частинки, траєкторія руху яких буде перетинати дно довжиною L, тобто будуть затримані частинки із гідравлічною крупністю u_o і більше. Із подібності трикутників АБВ і ADC слідує

$$\frac{u_o}{\upsilon} = \frac{H}{L}, \text{ звідки } L = \frac{\upsilon \cdot H}{u_o}. \quad (5.7)$$

Таким чином, найменша довжина відстійника чи піскоуловлювача, при якій забезпечується затримання частинок з гідравлічною крупністю u_o і більше, при заданій розрахунковій глибині H_s і швидкості руху рідини υ_s, складає

$$L_s = \frac{1000 \cdot H_s \cdot \upsilon_s}{u_o}, м, \quad (5.8)$$

де 1000 - коефіцієнт переводу розмірності u_o з мм/с в м/с.

Формула (5.8) справедлива для ламінарного режиму руху рідини. Але у реальних відстійниках взагалі, а в піскоуловлювачах зокрема, має місце турбулентний режим. Це призводить до того, що осадження частинок уповільнюється внаслідок наявності у потоці так званих «зважуючих швидкостей» чи вертикальних складових пульсації турбулентного потоку, направлених вгору - в сторону, протилежну напрямку осадження частинки. Зрозуміло, що у випадку турбулентного режиму можна говорити лише про якусь середню швидкість осадження частинки.

Національний університет водного господарства та природокористування

А.А.Карпінським запропоновано враховувати зважуючу швидкість ω_o при визначенні середньої швидкості осадження частинки

$$u = \sqrt{u_o^2 - \omega_o^2}\,, мм/с, \tag{5.9}$$

де u - середня швидкість осадження частинок піску гідравлічною крупністю u_o, що мають бути затримані у піскоуловлювачі, мм/с.

За А.А.Карпінським

$$\omega_o = 0{,}05\upsilon_{\max}\,, мм/с, \tag{5.10}$$

де $\upsilon_{\max}$ - максимальна швидкість руху води у піскоуловлювачі, мм/с.

Розрахунок горизонтальних піскоуловлювачів за СНиП 2.04.03-85 грунтується на методі А.А.Карпінського, однак формула для визначення довжини горизонтального піскоуловлювача у СНиП 2.04.03-85 наведена у дещо іншому вигляді

$$L_s = \frac{1000 \cdot K_s \cdot H_s \cdot \upsilon_s}{u_o}\,, м, \tag{5.11}$$

де K_s - коефіцієнт, що враховує зважуючу швидкість і приймається у залежності від гідравлічної крупності затримуваного піску (табл. 5.9).

Таблиця 5.9

Значення коефіцієнта K_s у формулі (5.11)

Діаметр частинок піску, мм	Гідравлічна крупність u_o, мм/с	Значення K_s для піскоуловлювачів			
		горизонтальних	аерованих при B/H		
			1	1,25	1,5
0,15	13,2	-	2,62	2,5	2,39
0,2	18,7	1,7	2,43	2,25	2,08
0,25	24,2	1,3	-	-	-

Для інших розрахункових параметрів значення коефіцієнта K_s можна визначити за формулою

$$K_s = \frac{u_o}{\sqrt{u_o^2 - \omega_o^2}}. \tag{5.12}$$

Розміри непідтопленого водозливу з широким порогом, який влаштовується на вихідному каналі для підтримання у горизонтальному піскоуловлювачі постійної швидкості (див. рис 5.11), визначаються за формулами

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$P = \frac{h_{\max} - k_q^{2/3} \cdot h_{\min}}{k_q^{2/3} - 1}, м; \quad (5.13)$$

$$b_{cm} = \frac{Q_{\max}}{m\sqrt{2g}(P + h_{\max})^{3/2}}, м, \quad (5.14)$$

де P - перепад між дном піскоуловлювача і порогом водозливу, м; b_{cm} - ширина водозливу, м; $h_{\max}$ і $h_{\min}$ - глибина води у піскоуловлювачі при максимальній $Q_{\max}$ і мінімальній $Q_{\min}$ витраті і швидкості руху води 0,3 м/с; $k_q = Q_{\max} / Q_{\min}$; m - коефіцієнт витрати водозливу, який залежить від умов бокового стиснення і дорівнює 0,35-0,38.

Розрахунок горизонтальних піскоуловлювачів з коловим рухом рідини здійснюється аналогічно до розрахунку звичайних горизонтальних піскоуловлювачів. При цьому розрахункова довжина піскоуловлювача дорівнює довжині кола, проведеного по середині відстійного жолоба.

Розрахунок тангенційних піскоуловлювачів здійснюється за гідравлічним навантаженням на поверхню піскоуловлювача в плані.

Потрібна площа піскоуловлювачів в плані визначається за формулою

$$F = Q / q_o, м^2, \quad (5.15)$$

де Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/год; q_o - розрахункове гідравлічне навантаження, м^3/(м^2.год).

Розрахункове гідравлічне навантаження на поверхню тангенційних піскоуловлювачів в плані рекомендується приймати в межах 90-130 м^3/(м^2.год) (на малих очисних станціях - 60-80 м^3/(м^2.год)) [5]. За СНиП 2.04.03-85 розрахунок тангенційних піскоуловлювачів рекомендується здійснювати за гідравлічним навантаженням 110 м^3/(м^2.год).

Діаметр піскоуловлювача повинен складати

$$D = \sqrt{F / 0{,}785 \cdot N}, м, \quad (5.16)$$

де N - кількість піскоуловлювачів (не менше двох).

Діаметр тангенційних піскоуловлювачів не повинен перевищувати 6 м, а робоча глибина приймається не більшою величини радіусу.

Розрахунок аерованих піскоуловлювачів здійснюється також за формулами (5.2) і (5.8), але швидкість поступального руху стічних вод при їх максимальній витраті $\upsilon_{\max}$ приймається рівною 0,08-0,12 м/с, а розрахункова глибина H_s приймається рівною половині гідравлічної глибини. Коефіцієнт K_s приймається в залежності від відношення ширини піскоуловлювача B_s

Національний університет водного господарства та природокористування

до його глибини H_s, а також від прийнятої мінімальної гідравлічної крупності затримуваного піску u_o. При розрахункових параметрах, не вказаних в табл. 5.9, коефіцієнт K_s визначається за формулою

$$K_s = -\frac{26{,}4(B_s / H_s).u_o}{\lg(1-20(B_s / H_s).u_o)}. \quad (5.17)$$

При інтенсивності аерації J =3-5 м^3/(м^2.год) витрата повітря, що подається в аерований піскоуловлювач, повинна складати

$$Q_{пов} = J \cdot N \cdot B_s \cdot H_s, м^3 / год. \quad (5.18)$$

Витрата технічної води для гідрозмиву піску з піскового лотка в пісковий приямок складає

$$q_{гз} = \upsilon_в \cdot b \cdot l, м^3 / с, \quad (5.19)$$

де b і l - відповідно ширина і довжина піскового лотка, м; $\upsilon_в$ - висхідна швидкість води в пісковому лотку (приймається рівною 0,0065 м/с).

Діаметр змивного трубопроводу визначається за формулою

$$d_{тр} = \sqrt{q_{гз} / 0{,}785 \cdot \upsilon_{тр}}, м, \quad (5.20)$$

де $\upsilon_{тр}$ - швидкість технічної води на початку змивного трубопроводу, яку рекомендується приймати рівною 2,5-3,5 м/с.

Для забезпечення надійного змиву осаду по всій довжині лотка напір на початку змивного трубопроводу повинен бути рівним

$$H_o = 5{,}6h_o + (5{,}4\upsilon_{тр}^2 / 2g), м, \quad (5.20)$$

де h_o - висота шару осаду в пісковому лотку, м.

Висоту шару осаду визначають, виходячи із загальної кількості затримуваного осаду за період між вивантаженнями його із піскоуловлювача. Висота піскового лотка із запасом повинна дорівнювати

$$h_1 = 1{,}5h_o(0{,}1+1), м. \quad (5.21)$$

Діаметр сприсків повинен складати

$$d_{сп} = \sqrt{q_{гз} / n \cdot \mu\sqrt{2gH_o}}, м, \quad (5.22)$$

де μ - коефіцієнт витрати сприску, що залежить від його конструкції і орієнтовно рівний 0,82; n - число сприсків на одному змивному трубопроводі, рівне:

$$n = 2l_{тр} / z, \quad (5.23)$$

Національний університет

де $l_{пр}$ - довжина змивного трубопроводу, яка дорівнює довжині піскового лотка; z - відстань між списками, яку рекомендується приймати рівною 0,25-0,4 м.

Розрахунок вертикального піскоуловлювача із зануреною дошкою починають із визначення площі приймального F_n і відстійного F_o відділень за формулами:

$$F_n = Q / 3600\upsilon_n, м^2; \tag{5.24}$$

$$F_o = Q / 3600\upsilon_o, м^2, \tag{5.25}$$

де Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/год; υ_n і υ_o - розрахункові швидкості руху стічних вод відповідно у приймальному і відстійному відділеннях: υ_n = 0,1 м/с; υ_o = 0,05 м/с.

Робоча висота піскоуловлювача визначається, виходячи із значень розрахункової швидкості руху стічних вод у відстійному відділенні і нормативної тривалості їх перебування там, яка складає 30 с. Таким чином робоча висота піскоуловлювача h_p складе 1,5 м.

Повна висота піскоуловлювача дорівнює

$$H_n = h_б + h_p + h_{ос} + h_н, м, \tag{5.26}$$

де $h_б$ - висота борта піскоуловлювача, м; $h_{ос}$ - висота зони осаду, $h_н$ - висота нейтрального шару, м.

Висота зони осаду $h_{ос}$ визначається, виходячи із раніше встановлених розмірів приймального і відстійного відділень, а також кута похилу стінок дна зони осаду до горизонту, рівного 60°. Висота нейтрального шару $h_н$, приймається рівною довжині приймального відділення (див. рис. 5.9 і табл. 5.8), а висота борту - 0,3 м.

Розрахунок піскових майданчиків починають з визначення річного об'єму осаду $W_{ос}^р$, затримуваного у піскоуловлювачах,

$$W_{ос}^р = \frac{N_{зв}^{зр} \cdot p \cdot 365}{1000}, м^3, \tag{5.27}$$

де $N_{зв}^{зр}$ - зведене число жителів за завислими речовинами; p - кількість піску, що затримується у піскоуловлювачах в розрахунку на одного жителя, л/добу;

Розрахункова площа піскових майданчиків складає

$$F_{пм} = W_{ос}^р / q_{пм}, м^2, \tag{5.28}$$

де $q_{пм}$ - навантаження на піскові майданчики за осадом, яке приймається рівним 3 м^3/(м^2.рік) [3].

Література

1. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady, Warszawa, 1974. - 466 с.
2. Яковлев С.В., Калицун В.И. Механическая очистка сточных вод. - М.: Изд-во литературы по строительству, 1972. - 197 с.
3. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
4. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В.Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
5. Водоотводящие системы промышленных предприятий: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов; Под ред. С.В.Яковлева. М.: Стройиздат, 1990. - 511 с.
6. Мочалов И.П, Родзиллер И.Д., Жук Е.Г. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных мест: В условиях Крайнего Севера. - Л., Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1991. - 160 с.
7. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, В.И.Калицун. - М.: Стройиздат, 1996. - 591 с.

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 6

ПЕРВИННІ ВІДСТІЙНИКИ

6.1. Призначення і класифікація відстійників

Стічні води після решіток і піскоуловлювачів вміщують у значній кількості завислі речовини - нерозчинні грубодисперсні домішки з густиною, відмінною від густини води, які знаходяться у завислому і плаваючому стані. Для запобігання підвищеному приросту активного мулу в аеротенках чи біоплівки в біофільтрах концентрація завислих речовин в стічних водах перед цими спорудами не повинна перевищувати 100-150 мг/л.

Найпростішим, найменш енергоємним і найдешевшим, а тому широко розповсюдженим в технології очистки стічних вод способом виділення завислих речовин із стічних вод є гравітаційне відстоювання, під час якого завислі частинки осідають на дно споруди або спливають на її поверхню. Відстоювання здійснюють у відстійниках, які відрізняються за призначенням, режимом роботи, напрямком руху рідини і формою.

В загальному випадку за призначенням у технологічній схемі очисних споруд відстійники поділяються на:

1. **Первинні відстійники**, призначені для освітлення стічних вод після решіток і піскоуловлювачів перед їх біологічною очисткою;
2. **Вторинні відстійники**, призначені для розділення мулової суміші після аеротенків чи затримання надлишкової біоплівки після біофільтрів;
3. **Третинні відстійники**, призначені для освітлення біологічно очищених стічних вод після їх обробки коагулянтами.

За режимом роботи розрізняють відстійники періодичної (контактні) і безперервної дії. В контактних відстійниках стічні води освітлюються у стані спокою. Їх застосовують для обробки малих кількостей стічних вод. На міських очисних спорудах зазвичай застосовують відстійники безперервної дії, в яких здійснюється очистка при будь-яких витратах стічних вод.

В залежності від напрямку руху стічних вод у споруді розрізняють відстійники з горизонтальним, вертикальним і похилим потоком рідини.

Відстійники з горизонтальним потоком рідини поділяють на **горизонтальні**, в яких рідина рухається у вигляді горизонтального потоку паралельних струменів; **радіальні** - з горизонтальним потоком струменів рідини, що рухаються радіально від центру до периферії відстійника; **радіальні із периферійним впуском** - з горизонтальним потоком струменів рідини, що рухаються радіально від периферії до центру відстійника.

Відстійники з вертикальним висхідним рухом рідини отримали назву **вертикальних**, а з вертикальним низхідно-висхідним рухом - вертикальних відстійників **з низхідно-висхідним рухом рідини**. Відстійники з рухом струменів рідини у тонкому шарі між похилими полицями називаються **тонкошаровими**.

За формою у плані відстійники поділяються на квадратні, прямокутні і круглі. Звичайні горизонтальні відстійники прямокутні у плані, радіальні і радіальні з периферійним впуском - круглі у плані, вертикальні - круглі чи іноді квадратні.

Крім розглянутих вище існують також відстійники, що відрізняються за принципом роботи, і відстійники, комбіновані з іншими спорудами. До них відносяться, наприклад, відстійники **з обертовими водорозподільчими і водозбірними пристроями** - круглі у плані проточні відстійники, у яких освітлення стічних вод відбувається у стані спокою. **Освітлювачі з природною аерацією** є по суті звичайними вертикальними відстійниками, в яких при надходженні стічних вод відбувається підсмоктування атмосферного повітря. У **двоярусних відстійниках** освітлення стічних вод відбувається у горизонтальних лотках.

На міських очисних станціях для первинного освітлення стічних вод найчастіше застосовуються горизонтальні, радіальні і вертикальні відстійники. Горизонтальні відстійники застосовують при продуктивності очисної станції більше 15000 м^3/добу, радіальні - більше 20000 м^3/добу, вертикальні - до 20000 м^3/добу. Тип відстійника необхідно вибирати з урахуванням прийнятої технологічної схеми очистки стічних вод і обробки осаду, продуктивності очисних споруд, черговості будівництва, кількості експлуатованих одиниць, конфігурації і рельєфу майданчика, геологічних умов, рівня грунтових вод тощо. Доцільно приймати не менше двох первинних відстійників за умови, що всі вони є робочими. Перевагу віддають відстійникам більших розмірів, для яких вартість одиниці об'єму споруди є меншою.

6.2. Чинники, що впливають на ефективність роботи відстійників

Робота відстійників полягає у використанні явища осадження (седиментації) частинок завісі під дією сили тяжіння. Осадження частинок може бути вільним чи стисненим. Вільне осадження теоретично можливе лише тоді, коли частинка незмінної форми і розмірів осаджується в необмежено великому об'ємі рідини. Швидкість вільного осадження частинки кулястої форми в умовах ламінарного режиму її обтікання рідиною ($\mathrm{Re} \le 2$) визначається за відомою формулою Стокса, яка враховує ряд чинників, що впливають на процес осадження: d - діаметр частинки (м), ρ_1 - густину частинки (кг/м^3),

ρ_2 - густину води (кг/м^3), g - прискорення вільного падіння (м/с^2), η - динамічну в'язкість води (Па.с)

$$u = d^2(\rho_1 - \rho_2)g / 18\eta, м/с. \quad (6.1)$$

При освітленні міських стічних вод має місце стиснене осадження, коли одночасно осідає ціла маса завісі, а швидкість осадження частинок є меншою від швидкості поодинокого осадження таких самих частинок.

Завислі речовини, що містяться в стічних водах, складаються з частинок різного розміру, гідравлічна крупність яких змінюється в значних межах. Такі завислі речовини називаються **полідисперсними**. Завдяки своїм адгезійним властивостям вони агломеруються при взаємних зіткненнях в умовах стисненого осадження, що зумовлює зміну їх форми, розмірів, густини і, як наслідок, швидкості осадження. Таке явище називають **гравітаційною або ортокінетичною коагуляцією**. Полідисперсність завислих речовин, зміна їх властивостей по висоті шару рідини, що відстоюється, ускладнюють теоретичне визначення закономірностей освітлення. Тому кількісний вплив чинників на кінетику гравітаційного освітлення визначають експериментальним шляхом при освітленні стічних вод в стані спокою.

Найпростіша установка для дослідження процесу освітлення стічних вод у стані спокою (рис. 6.1) складається з декількох скляних циліндрів, розміщених у резервуарі з водою, температура якої не відрізняється від температури досліджуваних стічних вод [1]. Початкова концентрація завислих речовин C_o визначається у суміші двох проб стічних вод, відібраних до і після заповнення циліндрів. По закінченні 5, 10, 15, 30, 60, 90, 120 і більше хвилин відстоювання відповідно з 1, 2, 3, 4, 5, 6 і i - го циліндрів за допомогою сифону зливається шар води висотою h_1. У відібраних таким чином пробах визначаються концентрації завислих речовин C_t.

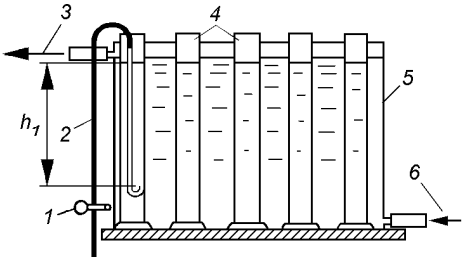


Рис. 6.1. Схема лабораторної установки для дослідження кінетики осадження завісі:
1 - зажим; 2 - сифон для зливання освітленої води; 3 - скид води; 4 - циліндри; 5 - резервуар з постійною температурою води; 6 - подача води

Зазвичай кінетику освітлення стічних вод досліджують у скляних циліндрах діаметром не менше 120 мм. Встановлено, що при використанні циліндрів меншого діаметру отримані результати викривляються через затримання частинок на стінках посудини (так званий «пристінний ефект»). Висоту

Національний університет
та природокористування

шару рідини найчастіше приймають рівною h_1 = 0,5 м, що дозволяє порівнювати результати, отримані різними дослідниками. При застосуванні циліндрів, висота яких співпадає з висотою реальних відстійників, внаслідок труднощів при заповненні їх стічними водами створюються неоднакові початкові умови осадження, при яких важко отримати правильні дані про кінетику осадження завислих речовин [2].

У практиці проектування і експлуатації первинних відстійників широке розповсюдження набуло використання залежностей ефекту освітлення стічних вод від тривалості їх відстоювання $E = f(t)$ або умовної гідравлічної крупності $E = f(u_o)$ ($E = 100(C_o - C_t) / C_o$; $u_o = h_1 / t$, де h_1 - висота шару рідини). Криві в координатах «$E - t$» і «$E - u_o$» отримали назву **кривих кінетики осадження завислих речовин**.

На рис. 6.2 і 6.3 наведені узагальнені графіки залежностей ефекту освітлення стічних вод E від тривалості освітлення t і умовної гідравлічної крупності завислих речовин u_o для різних значень висоти шару стічних вод h_1.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

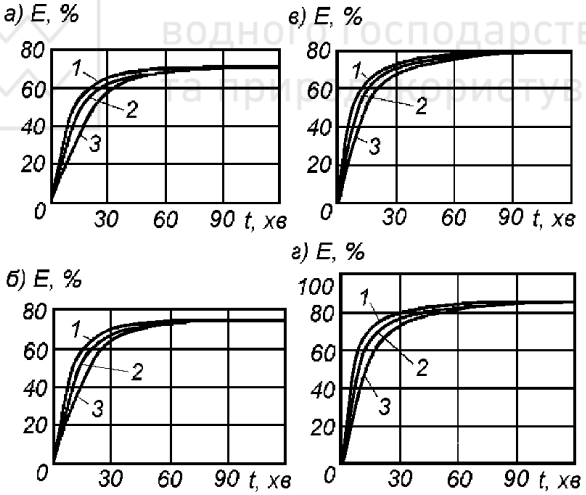


Рис. 6.2. Узагальнені графіки залежності ефекту освітлення стічної води E від тривалості її освітлення t при різних висотах стовпа рідини h_1 і початкових концентраціях завислих речовин: а) - 200 мг/л; б) - 300 мг/л; в) - 400 мг/л; г) - 500 мг/л; 1) - при h_1 = 0,5 м; 2) - при h_1 = 2 м; 3) - при h_1 = 4 м [2]

Національний університет
водного господарства
та природокористування

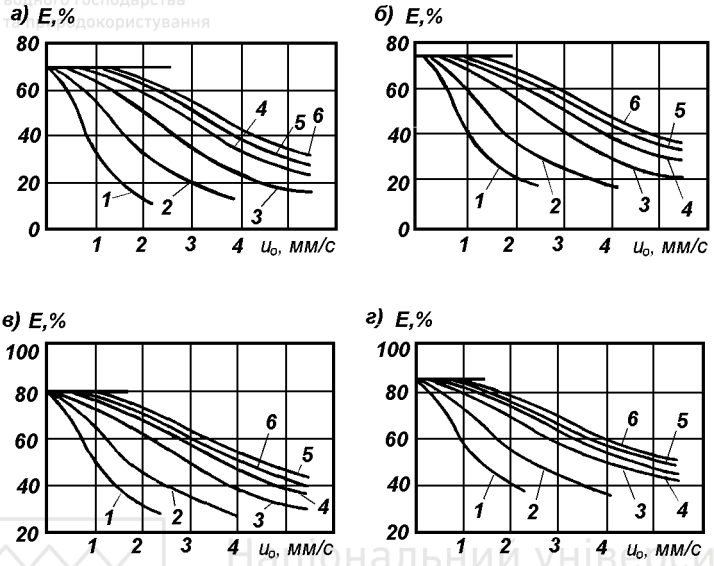


Рис. 6.3. Узагальнені графіки залежності ефекту освітлення стічної води E від умовної гідравлічної крупності завислих речовин u_o при різних висотах стовпа стічної води h_1 і початкових концентраціях завислих речовин: а) - 200 мг/л; б) - 300 мг/л; в) - 400 мг/л; г) - 500 мг/л; 1) - при h_1 = 0,5 м; 2) - при h_1 = 1 м; 3) - при h_1 = 2 м; 4) - при h_1 = 3 м; 5) - при h_1 = 4 м; 6) - при h_1 = 5 м [2]

Як слідує із графіків залежності $E = f(t)$, процес освітлення стічних вод найбільш інтенсивно відбувається у перші 15-30 хв. У верхній частині циліндра (рис. 6.4) з'являється видима межа між освітленою водою і зависсю, утворюються зони освітленої води I і вільного, а точніше слабко стисненого осадження II. На дні циліндра утворюється зона осаду IV, в якій відбувається повільне ущільнення частинок, над осадом - шар згущеної зависі (зона стисненого осадження III). Вище знаходиться перехідна зона, щільність якої зменшується знизу вверх. Криві залежності $E = f(t)$ у цей інтервал часу близькі до прямих ліній.

Зростання ефективності освітлення значно уповільнюється після 30-45 хвилин відстоювання стічних вод. По мірі відстоювання висота зони освітленої води I і осаду IV зростає, при цьому водночас відбувається ущільнення завісі в зоні стисненого осадження III.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

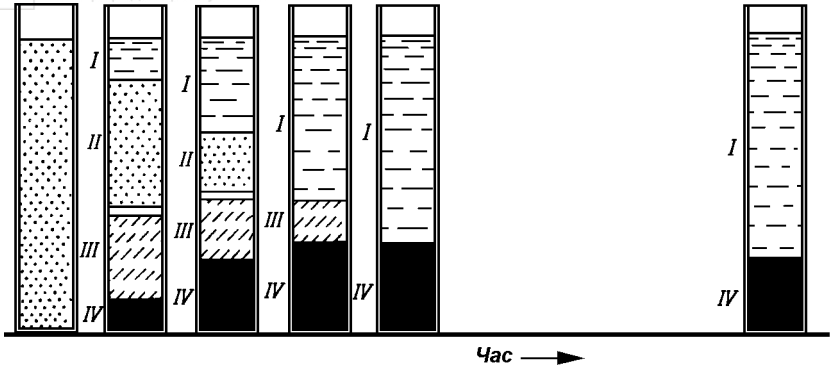


Рис. 6.4. Кінетика осадження полідисперсної зависі

Перехід кривої $E = f(t)$ у пряму, майже паралельну осі абсцис, вказує на закінчення процесу відстоювання. До цього моменту практично повністю осаджується уся кількість нерозчинних домішок, здатних до осадження, область II та перехідна зона зникають, і завершується ущільнення згущеної зависі, що відповідає повному розподілу зони III на осад і освітлену рідину. Однак в освітлених стічних водах все ще може залишатися деяка кількість завислих домішок (несідаючих і неспливаючих), що мають питому вагу рівну питомій вазі самої стічної води. Для видалення таких домішок шляхом відстоювання потрібний досить тривалий час, при цьому ефективність освітлення зростає лише на декілька відсотків. Тому при визначенні кількості осаджуваних речовин тривалість відстоювання приймають рівною 2 год. Для міських і більшості видів виробничих стічних вод таке припущення себе повністю виправдовує.

Необхідно відзначити, що в процесі безперервного відстоювання стічних вод у проточних відстійниках утворюються ті самі зони $I - IV$, але на відміну від періодичного відстоювання вони не змінюються за висотою.

Як слідує із графіків, наведених на рис. 6.2, вміст осаджуваних речовин, виражений у відсотках від вмісту завислих речовин, залежить від концентрації останніх у стічних водах. Вміст осаджуваних речовин збільшується із збільшенням концентрацій завислих речовин в стічній воді: при початковій концентрації завислих речовин 200 мг/л він складає близько 70 %, при C_o = 300 мг/л - 74 %, при C_o = 400 мг/л - 80 %, а при C_o = 500 мг/л - 84 %. При рівній умовній гідравлічній крупності завислих речовин u_o, але при різних

Національний університет водного господарства та природокористування

висотах шару рідини h_1, ефект її освітлення різний. Із збільшенням висоти шару рідини ефект її освітлення зростає. Так, при величині u_o = 1 мм/с і висоті шару рідини h_1 = 0,5 м ефект освітлення складає E = 36-58 %, а при h_1 = 5 м - E = 70-84 %. Обидва розглянуті вище явища є наслідком агломерації частинок завісі в процесі гравітаційної коагуляції.

Збільшення ефекту освітлення стічної води E із збільшенням шару h_1 при рівних значеннях умовної гідравлічної крупності частинок u_o не дозволяє здійснювати розрахунок реальних первинних відстійників глибиною H_{set} на основі **умови седиментаційної подібності**

$$T_{set} / t_{set} = H_{set} / h_1, \qquad (6.2)$$

де T_{set} і t_{set} - тривалість освітлення відповідно у реальному відстійнику і лабораторному циліндрі, при якій досягається заданий ефект освітлення стічних вод E, с.

Для полідисперсної завісі, що агломерується в процесі осадження, умова седиментаційної подібності описується наступним рівнянням

$$T_{set} / t_{set} = (H_{set} / h_1)^n, \qquad (6.2)$$

де n - показник степеня, який характеризує здатність завісі до агломерації в процесі осадження.

Показник n визначається експериментально за результатами технологічного моделювання [3]. Для міських стічних вод його значення складає n = 0,2-0,4 і може бути визначене за емпіричною формулою [4] в залежності від початкової концентрації завислих речовин C_o (мг/л) і ефекту освітлення E (%)

$$n = \frac{(4660 - 46E) / (E - 25{,}1)}{C_o + (2775 - 52{,}5E) / (E - 47{,}6)}.$$

Частинки полідисперсної завісі міських стічних вод мають різну гідравлічну крупність, однак визначати її для кожної частинки немає необхідності. На практиці обмежуються тим, що визначають умовну гідравлічну крупність u_o (найменшу чи так звану охоплюючу швидкість осадження) якоїсь маси частинок, які складають певний відсоток від їх загальної маси у стічній воді. Зв'язок між величиною u_o і відповідною їй масою частинок, що випали в осад, встановлюється за графіками залежності $E = f(u_o)$ (рис. 6.3). Користуючись кривими, визначають найменше значення u_o для будь-якої наперед заданої маси завісі, яку потрібно затримати у відстійнику. Основною умовою розрахунку відстійників при цьому є забезпечення затримання у них завісі,

Національний університет
природокористування
гідравлічна крупність якої не менша розрахункової умовної гідравлічної крупності u_o.

Для певного заданого ефекту освітлення стічних вод E у шарі висотою h_1 (м) умовна гідравлічна крупність затримуваних частинок визначається за формулою

$$u_o = 1000h_1 / t_{set}, мм/с, \quad (6.4)$$

де t_{set} - тривалість освітлення стічних вод, с.

За цих же умов для реальних первинних відстійників глибиною H_{set} умовна гідравлічна крупність повинна перераховуватись з урахуванням умови седиментаційної подібності

$$u_o = 1000H_{set} / t_{set}(H_{set} / h_1)^n, мм/с. \quad (6.5)$$

Таким чином, ефект освітлення у стані спокою залежить від тривалості освітлення, висоти шару рідини, в якому відбувається освітлення, властивостей рідини (густини і в'язкості), концентрації завісі і її властивостей (густини, розмірів, здатності до агломерації). Зрозуміло, що умови освітлення стічних вод у проточних відстійниках суттєво відрізняються від умов освітлення у стані спокою. У цьому випадку крім вище названих чинників на ефект освітлення додатково впливають турбулентність потоку, його розподіл по поперечному перетину відстійника, розподіл швидкостей у потоці рідини, вихрові і мертві зони, що виникають у відстійнику, вітрові хвилі. Всі ці чинники негативно впливають на процес освітлення стічних вод, зумовлюють зменшення його ефекту. Ліквідація чи обмеження їх негативного впливу може здійснюватись шляхом підбору відповідних розмірів відстійника і співвідношення між ними, забезпечення оптимальної швидкості потоку рідини у відстійнику, своєчасного видалення осаду, а також, що дуже важливо, влаштування вхідних і вихідних пристроїв, які забезпечують рівномірний розподіл потоків рідини у відстійнику. Для великих відстійників можуть влаштовуватись також заслони від вітру.

Осадження частинок завісі у проточному відстійнику уповільнюється внаслідок турбулентності потоку і виникнення у ньому так званих «зважуючих швидкостей» ω (вертикальних складових пульсації потоку). Таким чином, дійсна швидкість осадження частинок завісі у відстійнику менше величини u_o, визначеної у стані спокою за формулою (6.5), і дорівнює $u_o - \omega$. Величина зважуючої швидкості залежить від глибини відстійника і швидкості руху у ньому потоку рідини υ. При швидкостях потоку рідини у відстійнику до 20 мм/с проф. О.І.Жуков запропонував визначати величину зважуючої швидкості за формулою

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$\omega = 0{,}00004\upsilon^3, мм/с.$$

Очевидно, що для зменшення величини ω швидкість потоку рідини у відстійнику υ повинна прийматися такою, що відповідає значенням числа Рейнольдса, характерним для ламінарного руху чи наближеним до нього.

Як вже вказувалося вище, наявність вихрових і мертвих зон скорочує тривалість перебування стічних вод у відстійнику, збільшує швидкість їх руху і, таким чином, зменшує ефект освітлення. Значно впливає на процес освітлення стічних вод також і конструкція вхідних та вихідних пристроїв. Гідравлічні умови роботи відстійників різних типів оцінюють за допомогою коефіцієнта об'ємного використання K_{set}, який визначається за відношенням дійсного часу перебування рідини у споруді $t_{пр}$ до теоретичного t_m

$$K_{set} = t_{пр} / t_m.$$

Теоретичний час перебування рідини у відстійнику визначається за формулою

$$t_m = V_в / Q, год,$$

де $V_в$ - об'єм відстійника, м^3; Q - витрата рідини, що надходить у відстійник, м^3/год.

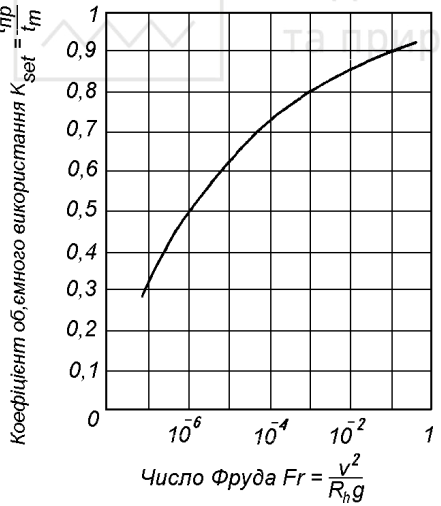


Рис. 6.5. Залежність між коефіцієнтом об'ємного використання відстійника K_{set} і числом Фруда [6]

Дійсний час перебування рідини у відстійнику визначається експериментально - шляхом введення у рідину міченого елемента (солей, фарби, радіоактивного ізотопу), наступного контролю його виходу із споруди і обробки отриманих результатів [3].

Для ідеального відстійника K_{set} = 1, для реальних відстійників різних типів K_{set} = 0,35-0,8 [5]. Низькі значення K_{set} свідчать про незадовільні гідравлічні умови роботи відстійників - наявність вихрових і мертвих зон, недосконалу конструкцію впускних і випускних пристроїв, неоптимальні співвідношення між

Національний університет

основними розмірами споруди. Експериментально встановлено (рис. 6.5), що коефіцієнт об'ємного використання K_{set} збільшується при зростанні числа Фруда (а значить і швидкості руху рідини у відстійнику), яке характеризує стабільність процесу циркуляції потоку. При більшій стабільності циркуляції і більшій однорідності швидкості руху по всій площі поперечного перетину відстійника покращуються гідравлічні умови його роботи.

Таким чином швидкість руху стічних вод у відстійнику υ повинна знаходитись в певних межах: не бути надто малою, щоб не погіршити гідравлічні умови роботи споруди, і не бути надто великою, щоб не збільшити значення зважуючої швидкості. Потік освітлюваних стічних вод не повинен також захоплювати і виносити із відстійника завислі речовини. Остання умова виконується тоді, коли швидкість руху стічних вод у горизонтальному відстійнику не перевищує 20-50-кратного значення u_o, а у вертикальних - не перевищує значення гідравлічної крупності затримуваних завислих речовин u_o [6].

Температура стічних вод є чинником, який впливає на кінетику освітлення стічних вод як у стані спокою, так і в реальних відстійниках. Зміна температури води викликає зміну її в'язкості, що, в свою чергу, впливає на ефект освітлення води. При зменшенні температури в'язкість води збільшується, а ефект її освітлення зменшується. У вітчизняній практиці температуру враховують при визначенні розрахункової гідравлічної крупності

$$u_o^t = u_o \mu_{лаб} / \mu_{вир} = u_o / \alpha, мм/с, \qquad (6.6)$$

де $\mu_{лаб}$ і $\mu_{вир}$ - в'язкість води при відповідних температурах в лабораторних і виробничих умовах, Н.с/м^2.

Для міських стічних вод розрахункову температуру для виробничих умов приймають рівною мінімальній середньомісячній температурі, а для лабораторних умов - рівною 20 ^{o}C. Вплив температури на розрахункову гідравлічну крупність можна врахувати також за допомогою коефіцієнта α (табл. 6.1).

Таблиця 6.1

Значення коефіцієнта α при різних значення мінімальної середньомісячної температури стічних вод $T_{\min}^{см}$, °С

$T_{\min}^{С.м}$	60	50	40	30	25	20	15	10	5	0
α	0,45	0,55	0,66	0,8	0,9	1,0	1,1	1,3	1,5	1,8

З урахуванням усіх розглянутих вище чинників розрахункова умовна гідравлічна крупність частинок, затримуваних у проточних умовах у відстій-

нику глибиною H_{set}, може бути визначена за формулою, яка увійшла в діючий СНиП 2.04.03-85

$$u_o^p = \frac{1000 H_{set} K_{set}}{\alpha t_{set} (H_{set} K_{set} / h_1)^n} - \omega, мм/с.$$

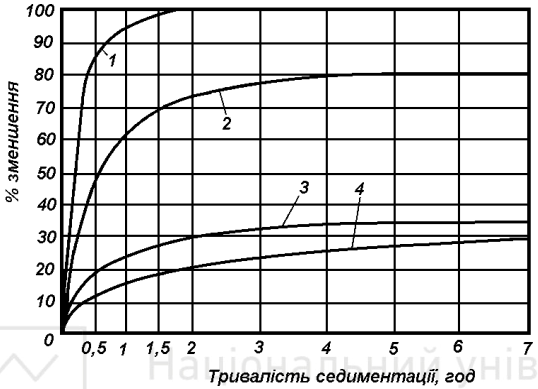


Рис. 6.6. Вплив часу відстоювання на ефективність очистки міських стічних вод [7]: 1 - осаджувані завислі речовини; 2 - завислі речовини; 3 - БПК; 4 - окислюваність

Згідно досліджень, виконаних Серпом, при двогодинному відстоюванні міських стічних вод у стані спокою концентрація завислих речовин зменшується приблизно на 73 %, $БПК_5$ (збовтані проби) - на 30 %, окислюваність - на 21 % (рис. 6.6). К.Імгоф для відстійників міських очисних споруд вказує наступні значення ефективності очистки: за завислими речовинами - 40-70 %, за $БПК_{повн}$ (збовтані проби) - 25-40 % [7]. Якщо виходити із питомої кількості забруднюючих речовин на одного жителя по $БПК_{повн}$, яка складає 75 г/добу для неосвітлених проб стічних вод і 40 г/добу для освітлених проб [5], то ефективність освітлення стічних вод по $БПК_{повн}$ складе 47 %, що дещо перевищує наведені вище значення ефективності, встановлені іншими авторами.

6.3. Горизонтальні відстійники

Горизонтальні відстійники являють собою прямокутні в плані резервуари, в яких потік освітлюваної води, що розподіляється по ширині споруди за допомогою впускного лотка, рухається горизонтально в напрямку збірного лотка, розташованого з протилежного торця відстійника (рис. 6.7).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

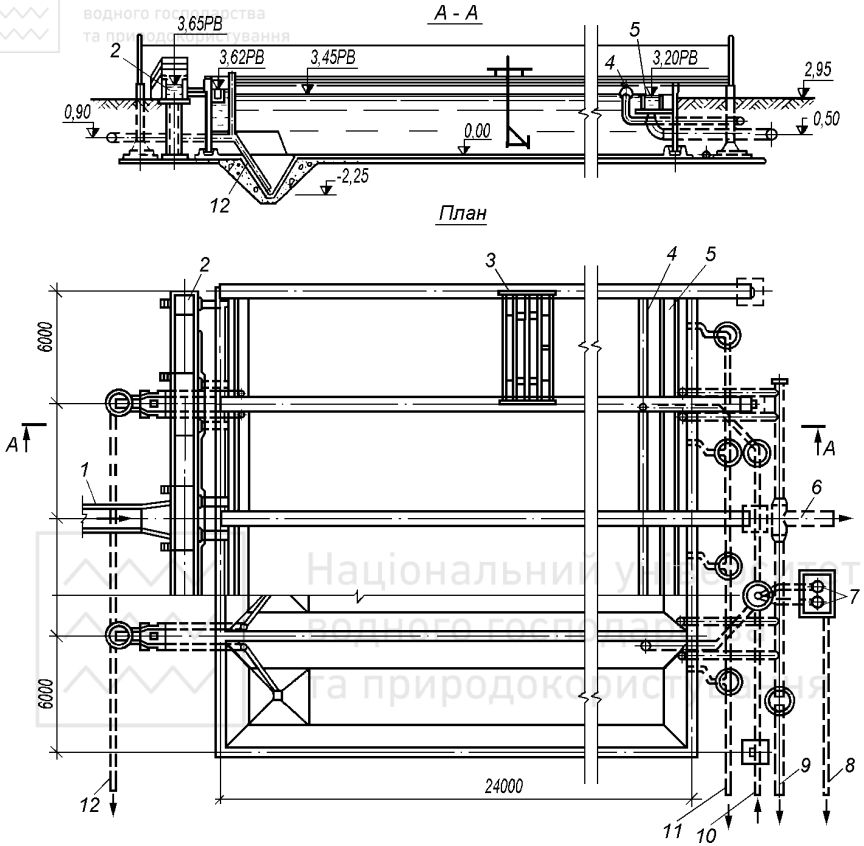


Рис. 6.7. Горизонтальний первинний відстійник

1 - підвідний лоток; 2 - розподільний лоток; 3 - скребковий механізм; 4 - поворотна труба із щілинними прорізами для видалення плаваючих речовин; 5 - збірний лоток; 6 - відвідний трубопровід освітленої води; 7 - камера плунжерних насосів; трубопроводи: 8 - для видалення плаваючих домішок; 9 - аварійного скиду; 10 - активного мулу, який подається для розбавлення плаваючих речовин; 11 - для спорожнення; 12 - для видалення сирого осаду із приямків

Конструкції впускних і випускних пристроїв горизонтальних відстійників повинні забезпечувати рівномірний розподіл потоку по поперечному перетину відстійника. У вітчизняній практиці впуск води у відстійник найчастіше здійснюють через незатоплений водозлив впускного лотка. Для розподілу потоку води по глибині відстійника на відстані 0,5-1 м від порогу водозливу влаштовують направляючу перегородку, занурену на глибину 0,5-1 м. У

діючих типових проектах горизонтальних відстійників (табл. 6.2) впуск води із лотка здійснюється через отвори діаметром 100 мм. За кордоном набули поширення впускні пристрої типу Штенгеля і Гейгера [6,8] (рис. 6.8).

Таблиця 6.2

Основні параметри типових первинних горизонтальних відстійників

Параметри	Значення параметрів для типових проектів				
	ТП 902-2-305	ТП 902-2-304	ТП 902-2-386.85	ТП 902-2-387.85	ТП 902-2-388.85
Розміри відділення, м:					
ширина	6	6	9	9	9
довжина	24	24	30	30	30
гідравлічна глибина	3,15	3,15	3,22	3,22	3,22
Число відділень	4	6	4	6	8
Розрахунковий об'єм відстійників, $м^3$	1740	2610	3475	5214	6952
Пропускна спроможність, $м^3$/год, при тривалості відстоювання 1,5 год	1160	1740	2132	5214	6952

Випуск води з горизонтального відстійника найчастіше здійснюється через водозлив збірного лотка. Для затримання спливаючих домішок перед лотком на відстані 0,25-0,5 м встановлюється перегородка, занурена на глибину 0,25 м. Навантаження на 1 м водозливу при цьому не повинно перевищувати 10 л/с.

Робоча глибина H_{set} визначається на виході із відстійника як відстань по вертикалі від рівня води (рівня порогу водозливу збірного лотка) до нейтрального шару. Для горизонтальних відстійників робоча глибина приймається в межах 1,5-4 м. Нейтральний шар висотою $H_н$ = 0,3 м служить для запобігання каламучення вже випалого осаду потоком води. Висота шару осаду і дії скребка H_o залежить від розмірів останнього і від кількості затримуваного осаду. Ширина B одного відділення горизонтального відстійника приймається в межах (2-5) H_{set} (звичайно 6-9 м) і призначається в залежності від способу видалення осаду, а також виходячи із можливості блокування з аеротенками у єдину секційну споруду. Довжина горизонтального відстійника L приймається в межах (8-12) B, розрахункова швидкість горизонтального руху рідини - 5-10 мм/с, а розрахункове навантаження на 1 $м^2$ дзеркала води - 1-3 $м^3$/год.

Для накопичування випалого осаду і періодичного його вивантаження влаштовують пірамідальні мулові приямки, розташовані в один-два ряди на початку відстійника. Для самовільного сповзання осаду до дна приямка його стінки мають кут похилу до горизонту 50-55 °. Найбільш розповсюдже-

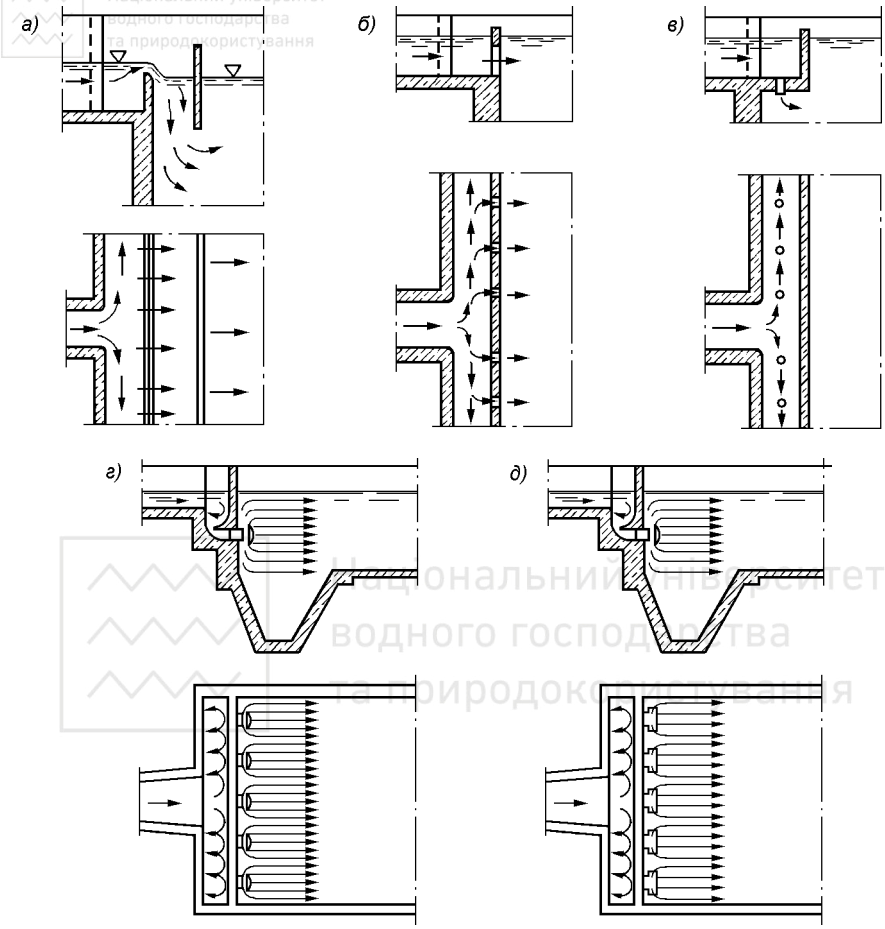


Рис. 6.8. Приклади конструкції впускних пристроїв відстійника:
а) - через незатоплений водозлив впускного лотка; б) - з отворами у стінці впускного лотка; в) - з отворами у дні впускного лотка; г) - впускний пристрій типу Штенгеля; д) - впускний пристрій типу Гейгера

ний спосіб видалення осаду із приямків - його випуск у колодязі через спеціальний трубопровід (діаметр не менше 200 мм) під гідростатичним тиском води, не меншим 1,5 м. По самопливному трубопроводу осад далі відводиться в насосну станцію і перекачується на подальшу обробку.

У деяких випадках осад із приямків відкачують плунжерними насосами чи видаляють за допомогою гідроелеваторів. Об'єм зони осаду відстійників приймається рівним дводобовому об'єму затримуваного осаду (при механізованому видаленні об'єм зони осаду можна приймати рівним 8-годинному об'єму затримуваного осаду).

Похил дна горизонтальних відстійників складає 0,05-0,005, що недостатньо для самочинного сповзання осаду до мулових приямків. Внаслідок цього осад може залежуватися і загнивати, що значно знижує ефективність роботи горизонтальних відстійників. Тому у наш час вони обов'язково обладнуються скребковими механізмами ланцюгового чи візочного типу для згрібання осаду до приямків. Скребковий механізм ланцюгового типу являє собою два безкінечні ланцюги, закріплені біля повздовжніх стін відстійника, до яких прикріплені скребки. Недоліком такого способу згрібання осаду є наявність рухомих механізмів під водою. Для їх ремонту відстійник повинен бути виключений з роботи і спорожнений. Скребок візочного типу (рис. 6.7) кріпиться до візка, який рухається по рейках, прокладених на повздовжніх стінах відстійника. При робочому русі візка із швидкістю 0,03 м/с скребок опущений і згрібає осад до приямку, опираючись на два катки. Рухаючись у зворотному напрямку, скребок за допомогою спеціального приводу виймається з води і згрібає плаваючі речовини до спеціальної поворотної труби із прорізами чи лотка, які розміщуються у кінці відстійника. Один скребок може обслуговувати почергово до 10 відстійників. Його переміщення від одного до іншого відстійника здійснюється на візку, який рухається по рейках, вкладених паралельно торцям відстійників. Видалення осаду скребковими механізмами здійснюється без виключення відстійника з роботи.

Перевагою горизонтальних відстійників є їх відносно високий коефіцієнт використання об'єму (K_{set} = 0,5) й ефект освітлення стічних вод за завислими речовинами - 50-60 %, можливість їх компактного розташування і блокування з аэротенками.

Недоліками горизонтальних відстійників є труднощі із видаленням осаду з плаского дна, низька надійність роботи скребків візочного або ланцюгового типу, особливо в зимовий період. Крім цього, горизонтальні відстійники як прямокутні споруди при інших рівних умовах мають більш високу (на 30-40%) питому витрату залізобетону на одиницю будівельного об'єму, ніж радіальні відстійники. Циліндрична форма останніх дозволяє використати попередньо напружену арматуру, в результаті чого зменшуються необхідна товщина стінових панелей і питома витрата залізобетону.

В практиці проектування горизонтальні первинні відстійники широко використовуються в очисних спорудах пропускною спроможністю 15-100 тис. $м^3$/добу.

Національний університет
та природокористування

6.4. Радіальні відстійники

Радіальні відстійники являють собою круглі в плані споруди, в яких освітлення стічних вод відбувається при їх горизонтальному русі в радіальному напрямку від центру до периферії (рис. 6.9).

Типові проекти радіальних відстійників діаметром 18-50 м дозволяють використовувати їх на очисних станціях практично будь-якої продуктивності, починаючи з 20 тис. $м^3$/добу (табл. 6.3). До складу типового вузла входять чотири відстійники, насосна станція, розподільна чаша і жиробірники (рис. 6.10). Очищувані стічні води по дюкеру надходять у розподільчу чашу, де за допомогою чотирьох незатоплених водозливів з широким порогом потік поділяється на чотири рівні частини, кожна з яких по самостійному трубопроводу надходить у центральний розподільчий пристрій свого відстійника.

Таблиця 6.3

Уніфіковані розміри первинних радіальних відстійників із збірного залізобетону

Параметри	Діаметр відстійника, м			
	18,0	24,0	30,0	40,0
Типовий проект	ТП 902-2-362.83	ТП 902-2-363.83	ТП 902-2-378.83	ТП 902-2-383.83
Діаметр розподільного пристрою, м	1,4	1,6	1,8	2,0
Гідравлічна глибина, м	3,4	3,4	3,4	4,0
Висота зони осаду, м	0,3	0,3	0,3	0,35
Діаметр мулового приямка, м	5,0	6,0	7,0	8,0
Діаметр підвідного трубопроводу, мм	700	900	1200	1500
Діаметр відвідного трубопроводу, мм	500	600	800	1200
Діаметр трубопроводу сирого осаду, мм	200	200	250	250
Об'єм зони осаду, $м^3$	110	210	340	710

Розподільчий пристрій являє собою сталеву трубу, яка переходить нагорі у вертикальний розтруб, що плавно розширюється і закінчується під рівнем води. Стічні води, що виходять із розподільчого пристрою, попадають у зону, обмежену стінками металевого циліндру, який забезпечує заглиблений їх впуск у зону освітлення. В процесі освітлення стічні води рухаються горизонтально у радіальному напрямку до кільцевого водозбірного лотка, розміщеного біля зовнішньої стінки відстійника. При цьому швидкість руху стічних вод змінюється від свого максимального значення в центрі до мінімального на периферії споруди, що складає характерну особливість радіальних відстійників розглядуваної конструкції. Згідно СНиП 2.04.03-85 швидкість руху стічних вод на середині радіуса не повинна перевищувати 5-10 мм/с.

Відведення з радіального відстійника освітлених стічних вод здійснюється за допомогою кільцевого водозбірного лотка, одна із стінок якого є порогом водозливу. Кращі умови відведення стічних вод забезпечуються

Національний університет
водного господарства
та природокористування

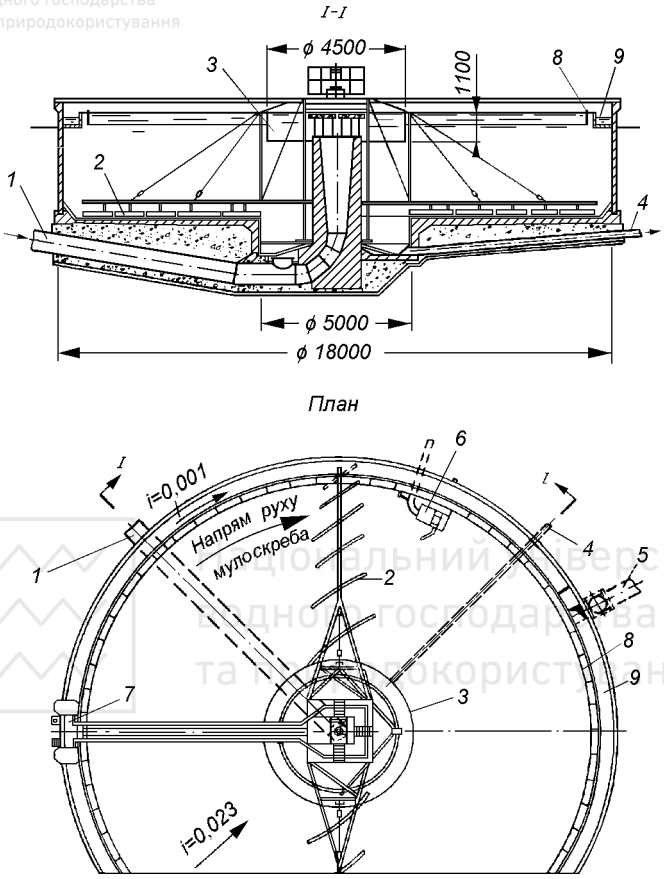


Рис. 6.9. Радіальний первинний відстійник діаметром 18 м:
1 - подаючий дюкер; 2 - механічні скребки; 3 - струминонаправляючий циліндр; 4 - трубопровід для видалення осаду; 5 - відвідний трубопровід освітленої води; 6 - жиробзірник; 7 - привід мулоскреба; 8 - напівзанурена дошка; 9 - водозбірний лоток

влаштуванням водозбірного лотка на відстані 0,5-1 м від стінки відстійника. Завдяки цьому водозливи можуть влаштовуватись з двох сторін водозбірного лотка, що зменшує його гідравлічне навантаження.

Вітрові хвилі, що утворюються на водній поверхні при сильних вітрах, можуть викликати 1,5-кратну нерівномірність гідравлічного навантаження на водозливи водозбірних лотків. Таку нерівномірність вдається значно

Національний університет
водного господарства
та природокористування

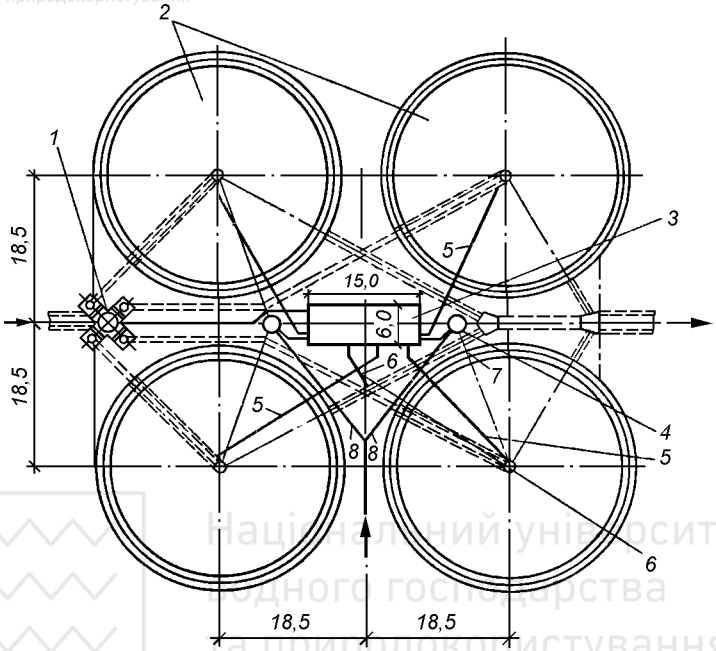


Рис. 6.10. Вузол типових радіальних відстійників діаметром 30 м:
1 - розподільна чаша; 2 - відстійники; 3 - насосна станція сирого осаду; 4 - жиробірник; трубопроводи: 5 - сирого осаду; 6 - промивної води; 7 - жиропровід; 8 - повітропровід

зменшити при влаштуванні на гребені збірного лотка зубчастого водозливу у вигляді трикутників з кутом 90 ^{o} при вершині.

Осад, що випадає на дно, згрібається до мулового приямка, розміщеного в центрі відстійника, за допомогою спеціальних скребків. Приямок являє собою перевернутий зрізаний конус. Дно відстійника влаштовується з похилом 0,005-0,05 від периферії до приямка.

До складу скребкового механізму входять два радіальні крила із скребками, розміщеними під кутом 35 ^{o} до напрямку руху мулоскреба, рухома ферма з містком, яка опирається одним кінцем у центрі відстійника, а іншим - на периферійний привід з візком на пневмоходу. До ферми закріплене також підвісне обладнання, що згрібає спливаючі на поверхню речовини до жиробірника, з якого вони відводяться на перекачку. Частота обертання ферми із скребками складає 2-3 год$^{-1}$ (периферійна швидкість 0,05-0,1 м/с). Скребки

працюють безперервно чи включаються в роботу періодично після накопичення шару осаду товщиною 15-20 см. Видалення осаду із мулових приямків здійснюється по трубопроводу діаметром 200-300 мм за допомогою плунжерних насосів, розміщених у напівзаглибленій насосній станції. Там же розміщені насоси для перекачування спливаючих домішок і спорожнення відстійників. Застосування плунжерних насосів дозволяє отримати осад вологістю до 93,0-93,5 %. Осад із мулових приямків може також видалятися по трубопроводу під тиском стовпа води висотою 1,5 м. У цьому випадку вологість осаду, що перекачується далі відцентровими насосами, складає в середньому 95 %.

Робоча глибина відстійної частини радіальних відстійників H_{set} приймається в межах 1,5-5 м, висота нейтрального шару $H_н$ = 0,3 м, висота шару осаду і дії скребка $H_о$ = 0,3-0,35 м, розрахункове навантаження на 1 м^2 дзеркала води - 1,5-3,5 м^3/год.

Радіальні первинні відстійники забезпечують затримання 50-55 % завислих речовин. Кругла у плані форма радіальних відстійників дозволяє зменшувати необхідну товщину стінових панелей за рахунок застосування високоміцної попередньо напруженої арматури, що скорочує їх питому матеріалоємність. Рухома ферма із скребками забезпечує просте видалення осаду із споруди.

Разом з тим для радіальних відстійників з центральним впуском характерні підвищені градієнти швидкості в центральній частині, внаслідок чого зменшується коефіцієнт використання їх об'єму (K_{set} = 0,45) і ефективність освітлення стічних вод. Усунення цих недоліків можливе шляхом влаштування у радіальних відстійниках периферійного впуску стічних.

У **радіальних відстійниках з периферійним впуском стічних вод** (рис. 6.11) водорозподільний жолоб, що оперізує відстійник по колу, має постійну ширину і глибину, яка поступово зменшується від початку до кінця жолоба. У дні жолоба є круглі впускні отвори різного діаметру, розташовані на різних відстанях один від одного. Завдяки цьому, а також змінній глибині, забезпечується постійна швидкість руху води у водорозподільному жолобі, унеможливлюється випадання в ньому осаду. Вода, що виходить з отворів у дні жолоба, за допомогою кільцевої перегородки спрямовується в нижню зону відстійника, а після цього рухається горизонтально в центральну зону і вверх до водозбірного кільцевого жолоба. Невелика швидкість потоку зумовлює початок випадання завислих речовин вже після виходу стічних вод з-під кільцевої перегородки. Рух води відбувається більш рівномірно по всьому живому перетину відстійника, при цьому місцеві завихрення практично відсутні. Завдяки входженню освітлюваної води в відстійник біля його дна забез-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

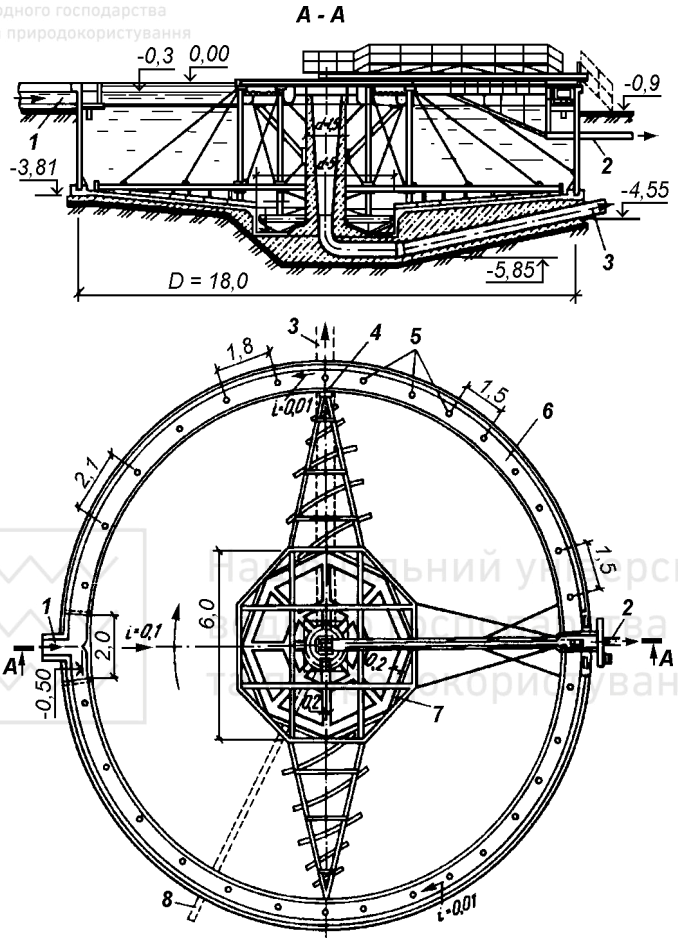


Рис. 6.11. Радіальний відстійник з периферійним впуском стічних вод:
1 - підвідний канал; 2 - трубопровід для відведення плаваючих речовин; 3 - відвідний трубопровід; 4 - затвор для випуску плаваючих речовин з лотка; 5 - струминонаправляючі патрубки; 6 - розподільний периферійний лоток; 7 - напівзанурена дошка для затримання плаваючих речовин; 8 - трубопровід для випуску осаду

печуються найкоротший шлях осадження завислих речовин і збіг напрямку руху освітлюваного потоку води і осаду, що згрібається до бункера.

Для збирання і видалення спливаючих речовин у відстійнику передбачаються два бункери, один з яких встановлюють в центральній його части-

ні, а другий - в кінці водорозподільного жолоба. Освітлена вода відводиться з центрального кільцевого лотка з двостороннім водозливом або через щілинні отвори в центральній трубі.

За однакової тривалості відстоювання відстійники з периферійним впуском стічних вод забезпечують в 1,2-1,3 рази більший ефект освітлення, ніж звичайні радіальні відстійники; за однакового ефекту освітлення їх пропускна спроможність збільшується в 1,3-1,6 рази в залежності від початкової концентрації завислих речовин. Однак на практиці ці переваги часто зводяться нанівець через нерівномірний розподіл води по периметру відстійника в умовах нерівномірного притоку стічних вод, а також через відсутність задовільних конструктивних рішень по вилученню спливаючих речовин з поверхні відстійника.

Принцип роботи **відстійників з обертовим водорозподільним і водозбірним пристроєм**, запропонованих проф. І.В.Скирдовим, полягає у створенні умов, близьких до відстоювання стічних вод у стані спокою. Основним елементом таких відстійників є радіальний жолоб глибиною 0,8-1,2 м, який закріплений до ферми, що обертається за допомогою електроприводу (рис. 6.12). За допомогою вертикальної криволінійної перегородки жолоб поділяється на два лотки: водорозподільний і водозбірний. Водорозподільний лоток знизу обмежений щілинним дном, а збоку - струминонаправляючими лопатками обтічної форми. Лопатки підвішені до несучої конструкції так, що можуть переміщатися вздовж лотка і повертатися під будь-яким кутом; вони розміщуються таким чином, щоб тривалість перебування окремих струмин у відстійнику була практично однаковою. Освітлювані стічні води по дюкеру надходять у центр відстійника, звідки через затоплені отвори потрапляють у водорозподільний лоток. Вихід струмин із водорозподільного лотка відбувається з швидкістю, рівною протилежно направленій швидкості обертання самого лотка, внаслідок чого освітлення стічних вод відбувається практично у статичних умовах з найбільшим ефектом.

Водозбірний лоток із затопленим водозливом має суцільні стінки (одна - власне водозлив, друга - вертикальна криволінійна перегородка) і дно. Освітлена стічна вода, що попадає у водозбірний лоток, рухається до центру, звідки відводиться за допомогою трубопроводу, розміщеного під відстійником. Видалення осаду здійснюється із центральної частини відстійника, куди він згрібається за допомогою скребків, закріплених до ферми. Плаваючі речовини збираються з поверхні відстійника за допомогою периферійного пристрою, куди вони згрібаються за допомогою напівзануреної дошки, закріпленої до ферми.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

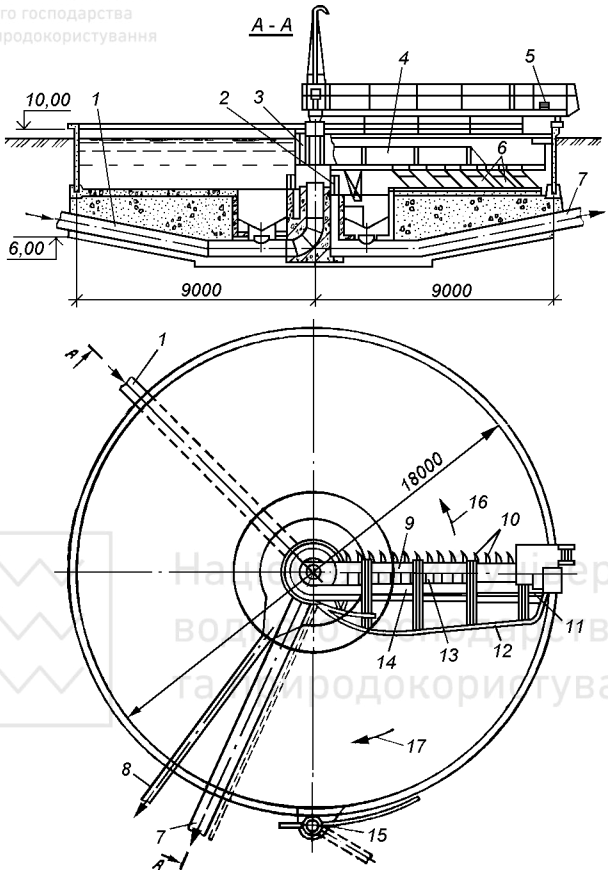


Рис. 6.12. Відстійник з обертовим водорозподільним і водозбірним пристроєм:
1 - підвідний дюкер; 2 - повітряні затвори; 3 - центральна чаша; 4 - збірно-розподільний пристрій; 5 - периферійний привід; 6 - скребки; 7 - відвідний трубопровід освітленої води; 8 - мулопровід; 9 - затоплений лоток; 10 - струминонаправляючі лопатки; 11 - водозлив; 12 - напівзанурена дошка; 13 - дно з щілинами; 14 - криволінійна перегородка; 15 - камера жирозбірника; 16 - напрям впуску стічної води; 17 - напрям руху збірно-розподільного пристрою

За будь-який проміжок часу у відстійник подається і з нього відводиться однакова кількість води. Таким чином, тривалість освітлення стічних вод дорівнює тривалості одного оберту ферми відстійника. Спеціальний електропривід ферми із безступінчастим регулятором обертів дозволяє регулювати швидкість її обертання в межах 2-5 год$^{-1}$, що при значенні коефіцієнта ви-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

користання об'єму K_{set} = 0,85 і однаковому ефекті освітлення забезпечує пропускну спроможність відстійника розглядуваної конструкції в 1,5 рази більшу, ніж типового радіального відстійника. Слід зазначити, що реактивна сила, яка виникає при впусканні стічних вод у відстійник, у багатьох випадках виявляється достатньою для обертання жолоба і скребків для осаду без будь-яких додаткових зусиль.

При визначення глибини відстійника враховують висоту нейтрального шару $H_н$ = 0,5-0,6 і висоту мулової частини $H_о$ = 0,3-0,4 м.

Відстійники з обертовими водорозподільними і водозбірними пристроями рекомендується використовувати для освітлення стічних вод з концентрацією завислих речовин до 500 мг/л. Розроблені типові проекти таких відстійників діаметром 18 і 24 м.

6.5. Вертикальні відстійники

Вертикальні відстійники являють собою круглі (іноді квадратні) в плані резервуари з конічним (пірамідальним) дном, в яких потік освітлюваних стічних вод рухається в вертикальному напрямку. Вертикальні відстійники звичайно влаштовують на очисних станціях продуктивністю до 20000 м^3/добу при низькому рівні підземних вод.

В залежності від конструкції розрізняють вертикальні відстійники з центральною трубою, з низхідно-висхідним рухом і з периферійним впуском стічних вод.

У **вертикальних відстійниках з центральною трубою** стічні води підводяться по лотку в круглу центральну трубу, що закінчується розтрубом з конусним відбивальним щитком. Стічні води рухаються вниз, відбиваються від щитка і змінюють напрям руху на горизонтальний, а потім на вертикальний висхідний (рис. 6.13). У висхідному потоці освітлюваних стічних вод відбувається агломерація часток завісі. Агломерована завись, гідравлічна крупність якої перевищує швидкість висхідного вертикального потоку $\upsilon_{верт}$, випадає в осад. При $u_о = \upsilon_{верт}$ частинки завісі знаходяться у завислому стані, а при $u_о < \upsilon_{верт}$ - виносяться з відстійника висхідним потоком води. Для міських стічних вод швидкість висхідного потоку приймається в межах 0,5-0,7 мм/с.

Вертикальні відстійники мають діаметр не більший 9 м, а робочу глибину відстійної частини $H_р$ в межах 2,7-3,8 м. Для затримання плаваючих речовин на відстані 0,3-0,5 м перед водозбірним лотком влаштовується кільцева перегородка висотою 0,45-0,6 м, занурена на глибину 0,25-0,3 м.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

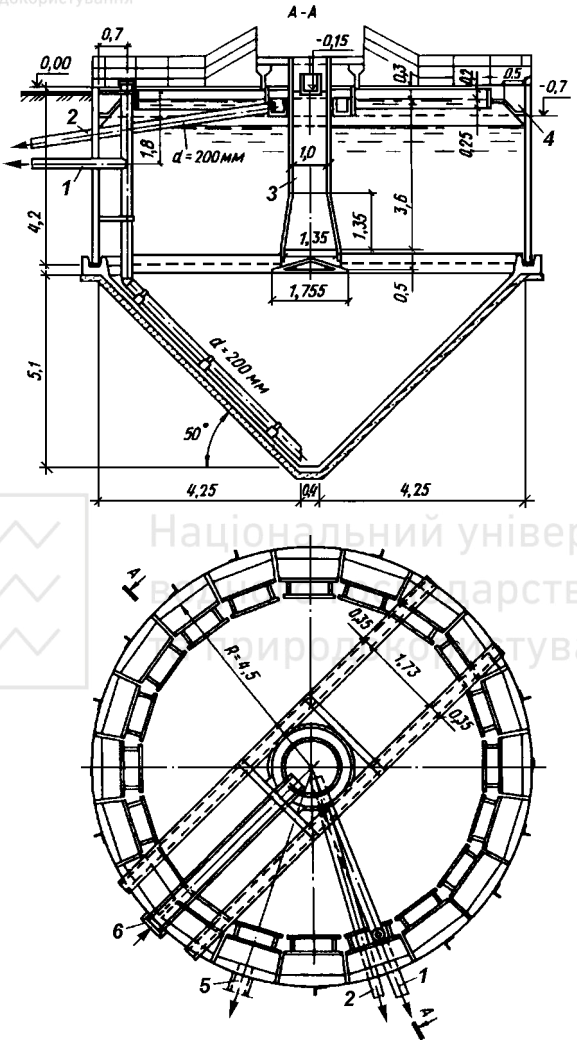


Рис. 6.13. Первинний вертикальний відстійник з центральною трубою:
1 - мулова труба; 2 - жиропровід; 3 - центральна труба з розтрубом і відбивальним конусом; 4 - збірний лоток освітленої води; 5, 6 - відповідно відвідний і підвідний лотки

Згідно досліджень проф. С.М.Шифріна основна маса завислих речовин осаджується під час горизонтального руху потоку після виходу із центральної труби, ще перед зміною напрямку руху стічних вод на висхідний вертикальний. При цьому в центральній частині та в районі водозбірних лотків утворюються вихрові зони, що істотно знижує ефект освітлення стічних вод у відстійниках.

Для покращання ефективності роботи вертикальних відстійників з центральною трубою С.М.Шифрін запропонував деякі конструктивні зміни, направлені, головним чином, на зменшення швидкості надходження стічних вод у відстійник. Так довжину центральної труби приймають рівною глибині відстійної частини, швидкість руху стічних вод у центральній трубі - не більше 30 мм/с, а між розтрубом і відбивальним щитом - не більше 20 мм/с (при цьому відстань між ними повинна складати 0,25-0,5 м). Висоту розтруба і його діаметр у нижній частині приймають рівними $1{,}35\,d$ (d - діаметр центральної труби). Кут конусності відбивального щита повинен складати 146^{o}, а його діаметр - 1,3 від діаметру розтруба центральної труби у нижній частині.

Затримуваний осад накопичується в конусній муловій частині відстійника, звідки видаляється під гідростатичним тиском 1,5 м через мулову трубу діаметром не менше 200 мм у самопливну мулову мережу. Для забезпечення самочинного сповзання осаду під час його вивантаження кут похилу конічного дна повинен складати $50\text{-}60^{o}$. Висота нейтрального шару $H_н$ над

Таблиця 6.4

Основні параметри типових вертикальних первинних відстійників із збірного залізобетону

	Значення параметрів для відстійників				
	з центральною трубою		з низхідно-висхідним рухом рідини		
Типовий проект	ТП 902-2-165	ТП 902-2-166	ТП 902-2-354	ТП 902-2-358	ТП 902-2-360
Діаметр, м	6	9	4,5	6	9
Глибина, м:					
циліндричної частини	4,2	4,2	3,6	4,2	4,2
рідини у циліндричній частині	3,9	3,9	3,3	3,9	3,9
конічної частини	3,3	5,1	2,45	3,35	5,15
Розрахунковий об'єм відстійника, $м^3$	102	230	51,5	119	268
Пропускна спроможність, $м^3$/год, при тривалості відстоювання 1,5 год	69,5	156,5	43,3	87,3	196,4

шаром осаду (до рівня відбивального щитка) складає 0,3 м. Об'єм мулової частини розраховується на дводобову витрату осаду, вологість вивантажуваного осаду складає 95 %.

Розроблені типові проекти первинних вертикальних відстійників з центральною трубою діаметрами 4,5, 6 і 9 м (табл. 6.4). Один вузол відстійників включає в себе підвідні і відвідні лотки, розподільну камеру, власне чотири відстійники і два мулові колодязі (рис. 6.14).

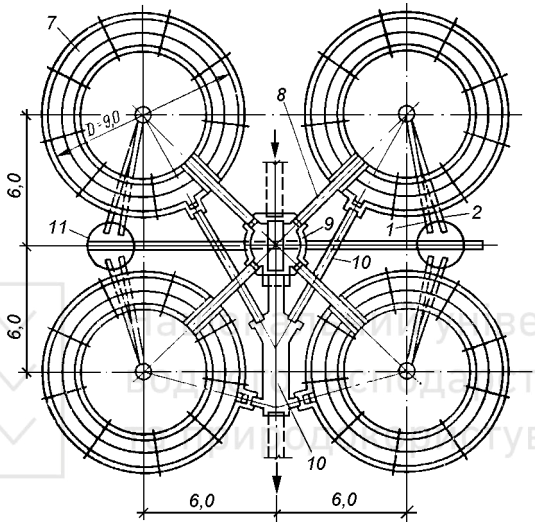


Рис. 14. Вузол типових вертикальних відстійників з центральною трубою:
1 - трубопровід для видалення плаваючих речовин; 2 - трубопровід для видалення осаду; 3 - відстійники; 4 - подаючий лоток чи трубопровід; 5 - розподільна камера; 6 - підвідний трубопровід; 6 - відвідний трубопровід; 7 - збірник осаду і плаваючих речовин

Не дивлячись на очевидні переваги, до яких потрібно віднести простоту конструкції і експлуатації (перед усім - просте видалення осаду і відсутність механічних скребків), малу площу у плані, розглядувані відстійники мають однак невисокі значення коефіцієнта використання об'єму (K_{set} = 0,35) і невисоку ефективність освітлення стічних вод (зазвичай не перевищує 40 %), що стримує останнім часом їх широке застосування на практиці.

З технологічної точки зору більш досконалими є **вертикальні відстійники з низхідно-висхідним рухом рідини**, запропоновані Науково-дослідним і конструкторсько-технологічним інститутом міського господарства (м. Київ) (рис. 6.15).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

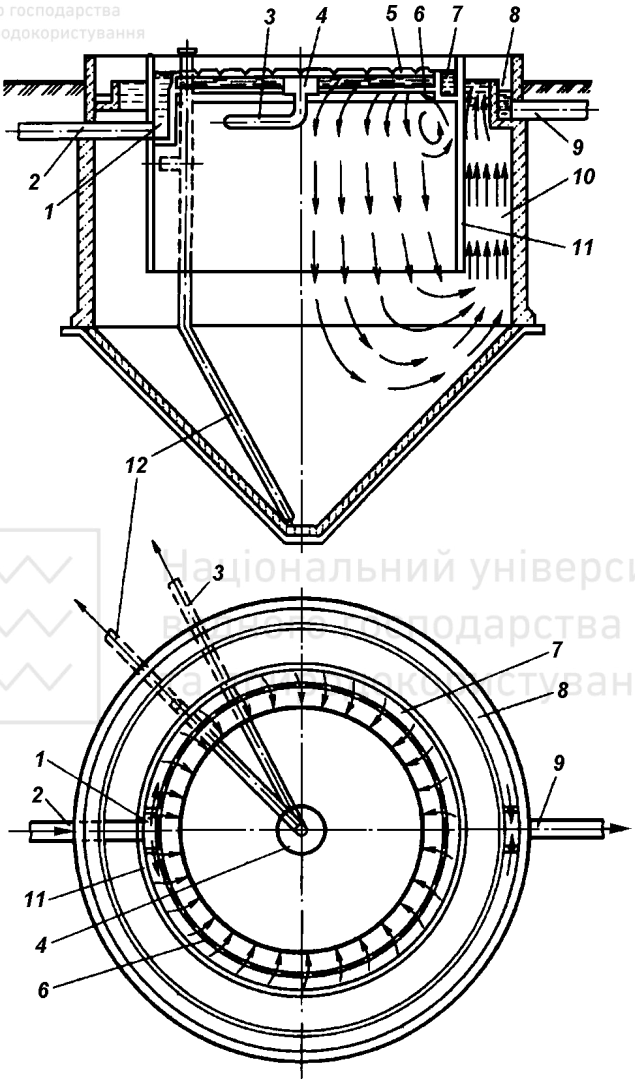


Рис. 6.15. Первинний вертикальний відстійник з низхідно-висхідним рухом рідини: 1 - приймальна камера; 2 - подаючий трубопровід (лоток); 3 - трубопровід для видалення плаваючих речовин; 4 - приймальна лійка плаваючих речовин; 5 - зубчастий розподільний водозлив; 6 - відбивальний козирок; 7 - розподільний лоток; 8 - збірний лоток освітленої води; 9 - відвідний трубопровід; 10 - кільцева зона висхідного руху; 11 - кільцева напівзанурена перегородка; 12 - трубопровід для вивантаження осаду

Зона освітлення вертикальних відстійників з низхідно-висхідним рухом рідини поділена на дві рівні за площею дзеркала води частини циліндричною перегородкою, зануреною на 2/3 робочої глибини. Стічні води по лотку або трубопроводу надходять в приймальну камеру, розміщену в центральній частині відстійника, і розподіляються по площі зони освітлення за допомогою периферійного кільцевого лотка із зубчастим водозливом з відбивальним козирком. Завдяки співпаданню напрямків векторів руху потоку води і агломерованої завісі основна маса її випадає в осад ще до надходження потоку освітлюваної води в кільцеву зону відстійника, де під час висхідного руху відбувається додаткове освітлення стічних вод. Освітлені стічні води збираються за допомогою периферійного водозбірного лотка, плаваючі речовини видаляються з центральної частини через приймальну лійку. Коефіцієнт використання об'єму в цих відстійниках підвищується до 0,65, а ефективність освітлення стічних вод досягає 60-65 %.

Конструкцію, подібну до відстійників з низхідно-висхідним рухом рідини, мають **вертикальні відстійники з периферійним впуском стічних вод**, розроблені НДІ ВОДГЕО. У таких відстійниках стічні води подаються в розподільний периферійний лоток, а з нього надходять в кільцеву зону між стінкою відстійника і струминонаправляючою стінкою. Стічні води рухаються вниз, доходять до відбивального кільця, розміщеного внизу кільцевої зони, після чого надходять у центральну частину відстійника. Освітлені стічні води збираються кільцевим водозбірним лотком із зубчастими водозливами. Коефіцієнт використання об'єму і ефективність освітлення стічних вод в цих відстійниках має такі ж значення, як і для відстійників з низхідно-висхідним рухом рідини.

6.6. Тонкошарові відстійники

У **тонкошарових відстійниках** відстійна зона поділяється на ряд шарів (ярусів) невеликої глибини $h_в$ = 0,025-0,2 м. Процес відстоювання в них відбувається досить швидко, оскільки шлях руху осаджуваних частинок в десятки разів менший ніж у звичайних відстійниках. Рівномірний розподіл потоку стічних вод, забезпечений на початку споруди, зберігається по всій її довжині, завдяки чому коефіцієнт об'ємного використання зони освітлення в тонкошарових відстійниках K_{set} може досягати 0,7-0,8.

Основними елементами тонкошарових відстійників є пластини, що об'єднуються у блоки, які потім певним чином розміщуються в об'ємі споруди. Пластини найчастіше виготовляються із пластмаси, однак вони також можуть бути виготовлені з металевих і азбестоцементних листів, скла чи з тонких полімерних плівок (δ = 0,15-0,5 мм). За конструкцією тонкошарові бло-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

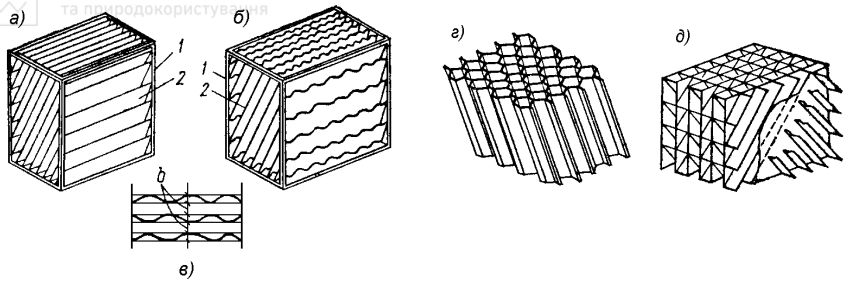


Рис. 6.16. Блоки тонкошарових відстійників:
а) - з пласкими пластинами; б) - з гофрованими пластинами; в) - фрагмент розміщення пластин у блоці; г) - з багатокутними трубчастими елементами; д) - з прямокутними трубчастими елементами; 1 - каркас; 2 - пластина; *b* - відстань між пластинами у блоці

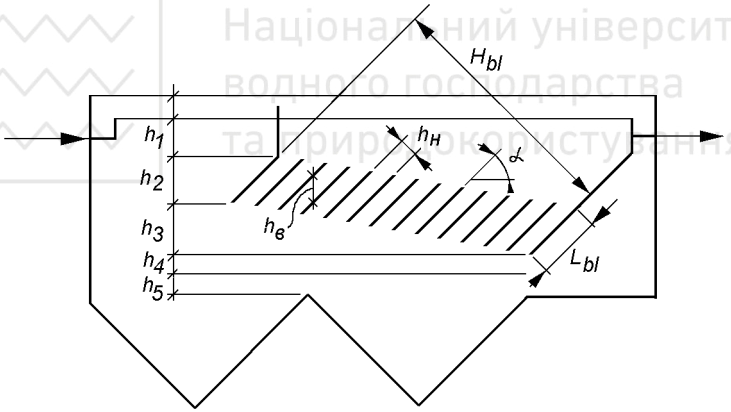


Рис. 6.17. Схема тонкошарового відстійника

ки бувають **поличними** (пластинчастими), коли яруси утворені пласкими чи гофрованими листами чи полицями, і **трубчастими** - з тонкошаровими елементами у вигляді труб різного поперечного перетину (круглого, прямокутного, багатокутного) (рис. 6.16). Для забезпечення сповзання осаду з поверхні пластин чи труб вони встановлюються у блоках під кутом $\alpha = 45\text{-}60^{o}$.

У залежності від взаємного напрямку руху води й осаду можливі три схеми роботи тонкошарових відстійників: **протиточна** - коли рідина і осад

рухаються у протилежних напрямках, **прямоточна** - коли рідина і осад рухаються в одному напрямку і **перехресна** - коли рідина і осад рухаються у перпендикулярних напрямках. За напрямком руху потоку рідини тонкошарові відстійники бувають з **висхідним**, з **низхідним** і **комбінованим** рухом рідини.

Поличні та трубчасті тонкошарові відстійники за ефективністю затримання завислих речовин практично не відрізняються одні від одних. Близькі також технологічні показники відстійників, які працюють за протиточною, прямоточною чи перехресною схемами. Вибір тієї чи іншої конструкції тонкошарових відстійників для конкретних умов здійснюється на основі техніко-економічних розрахунків. Для очистки міських стічних вод найчастіше використовують тонкошарові відстійники, що працюють за протиточною схемою (рис. 6.17).

Тонкошарові елементи проектують таким чином, щоб в них був забезпечений ламінарний рух води, тобто щоб число Рейнольдса не перевищувало 500:

$$\mathrm{Re} = \frac{\upsilon F}{\nu\chi} \le 500, \text{ звідки}$$

$$\upsilon \le 500\nu\chi / F, м/с,$$

де υ - швидкість руху потоку рідини у міжполичному просторі, м/с; F - площа поперечного перетину потоку, м^2; ν - кінематична в'язкість води, м^2/с; χ - змочений периметр, м.

Цим умовам відповідають значення швидкості руху потоку рідини у міжполичному просторі тонкошарових відстійників υ, що не перевищують 10 мм/с.

Оскільки відстоювання стічних вод у тонкошарових відстійниках відбувається в ламінарному режимі, то час проходження частинкою завісі відстані між пластинами по вертикалі $h_н$ буде дорівнювати часу проходження потоком рідини тонкошарового блоку з довжиною пластин L_{bl}, тобто

$$h_н / u_o = L_{bl} / \upsilon,$$

звідки довжина пластин блоку повинна складати

$$L_{bl} = \upsilon h_н / u_o, м,$$

де u_o - гідравлічна крупність частинок завісі, що підлягають затриманню, мм/с.

Зазвичай довжину пластин L_{bl} приймають із коефіцієнтом запасу $K_з$ = 1,2-1,5.

Національний університет водного господарства та природокористування

Загальна ширина тонкошарових блоків B_{bl} приймається конструктивно, виходячи із ширини секції відстійника, розмірів матеріалу листів блоків і умов їх монтажу.

Обов'язковою умовою, яка повинна виконуватись при конструюванні тонкошарових відстійників, повинно бути щільне стикування пластин у блоках, що встановлюються поряд.

Перевагами тонкошарових відстійників є їх компактність (завдяки малій необхідній довжині блоку), високий ефект освітлення (до 70-80 %), можливість ефективного освітлення стічних вод при високих концентраціях завислих речовин, що погано осаджуються.

6.7. Методи інтенсифікації первинного відстоювання стічних вод

При початкових концентраціях завислих речовин у стічних водах 300-400 мг/л і вище, характерних для режимів ощадливого водоспоживання, необхідний ефект первинного відстоювання може досягати 70-80 %. Первинні відстійники відомих конструкцій забезпечують затримання зазвичай 40-55 % завислих речовин, тому їх концентрація в освітлених стічних водах перед надходженням в аеротенки чи на біофільтри може значно перевищувати рекомендовані значення 100-150 мг/л. У такому випадку для забезпечення необхідного ефекту первинного відстоювання стічних вод необхідно інтенсифікувати процес осадження завислих речовин.

За останній час розроблені й досліджені різноманітні методи інтенсифікації процесу первинного відстоювання стічних вод. Найкращі результати дає введення в стічні води перед первинними відстійниками мінеральних коагулянтів (сірчанокислий алюміній, вапно, сірчанокисле чи хлорне залізо й ін.), а також синтетичних флокулянтів, обладнання відстійників тонкошаровими блоками. Однак найбільшого розповсюдження на міських очисних станціях набули методи інтенсифікації первинного відстоювання, пов'язані з аерацією стічних вод і з використанням біофлокулюючих властивостей надлишкового активного мулу та біоплівки.

Найпростішим методом інтенсифікації є **попередня аерація (преаерація) стічних вод**, яка здійснюється в каналах, що підводять стічні води до первинних відстійників, чи в спеціальних спорудах - преаераторах, розміщених перед відстійниками. Тривалість аерації при цьому складає 10-20 хв, а витрата повітря - біля 0,5 $м^3$ на 1 $м^3$ аерованих стічних вод. При преаерації стічних вод відбувається флокуляція тонкодиспергованих домішок, завдяки чому завись краще осідає в первинних відстійниках. Крім цього, спостерігається деяке зменшення БПК стічних вод, покращується відділення жирів, масел, нафтопродуктів, унеможливлюються анаеробні процеси у відстійниках, покращується наступна біологічна очистка стічних вод в аеротенках чи на

біофільтрах. Однак проста аерація (без добавлення активного мулу) збільшує ефект первинного освітлення стічних вод за завислими речовинами і $БПК_{повн}$ лише на 5-8 %.

Освітлювач з природною аерацією на базі вертикального відстійника із вбудованою камерою флокуляції (рис. 6.18), запропонований проф. С.М.Шифріним, являє собою споруду, в якій аерація відбувається за рахунок підсмоктування атмосферного повітря струминою стічних вод, що падає в центральну трубу з підвідного лотка. Для того, щоб бульбашки атмосферного повітря захоплювались потоком стічних вод і транспортувались разом з ним вниз до виходу в камеру флокуляції, різниця відміток рівнів води в підвідному лотку та в освітлювачі повинна складати 0,6 м, а швидкість руху стічних вод у центральній трубі - 0,5-0,7 м/с. У камері флокуляції пухирці повітря спливають і аерують стічну воду, що сприяє флокуляції завісі. Тривалість перебування стічних вод в камері флокуляції складає 20 хв, глибина камери приймається рівною 4-5 м. Надлишковий активний мул у стічні води перед освітлювачем не вводять.

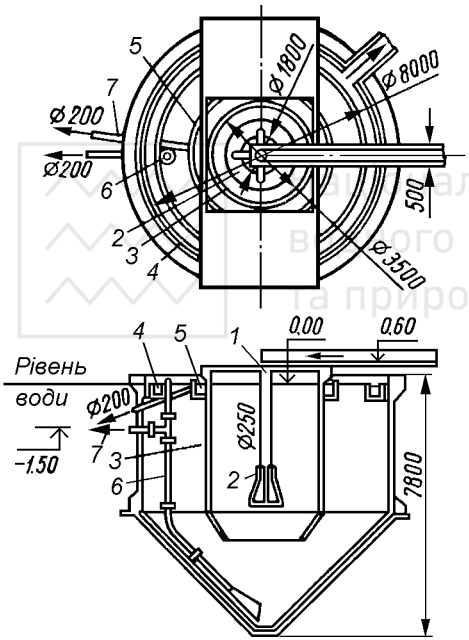


Рис. 6.18. Освітлювач з природною аерацією:
1 - центральна труба; 2 - відбивальний конус; 3 - камера флокуляції; 4 - водозбірний лоток; 5, 7-відповідно лоток і труба для видалення плаваючих речовин; 6-трубопровід для видалення осаду

У зоні відстоювання освітлювача формується шар завислого осаду, при проходженні через який стічних вод затримуються мілкодисперсні завислі речовини. При цьому швидкість висхідного потоку стічних вод в зоні відстоювання повинна складати 0,8-1,5 мм/с. Освітлені стічні води відводяться через круговий периферійний лоток. Затриманий осад під гідростатичним тиском по трубі видаляється у муловий колодязь. Плаваючі речовини

Національний університет
водного господарства та природокористування

видаляються у муловий колодязь із кільцевого лотка, розміщеного зовні камери флокуляції.

Згідно СНиП 2.04.03 -85 освітлювачі з природною аерацією забезпечують зниження концентрацій завислих речовин - до 70 %, а $БПК_{повн}$ - до 15 %. Розроблені типові проекти освітлювачів діаметром 6 (ТП 902-2-152) і 9 м (ТП 902-2-153).

Більш ефективною, ніж два розглянуті вище способи інтенсифікації, є **попередня аерація стічних вод разом із надлишковим активним мулом**, який має хороші сорбційні властивості і здатність до біологічної флокуляції. При контакті з неосвітленими стічними водами екзогенні кліткові біополімери забезпечують утворення місткових зв'язків як між собою, так і з іншими частинками мінерального чи органічного походження. Одночасно з біофлокуляцією грубодисперсних домішок на пластівцях активного мулу сорбуються колоїдні і розчинні домішки стічних вод - органічні речовини, іони важких металів, поверхнево-активні речовини, що призводить до певного зниження БПК, покращання якості стічних вод перед первинними відстійниками.

Звичайно у преаератори подають так званий регенерований активний мул (див. розділ 9), біофлокуляційні властивості якого найкращі. При відсутності регенераторів передбачають можливість регенерації активного мулу шляхом його аерації безпосередньо в преааераторах, для чого під регенератори виділяється до 25-30 % від їх загального об'єму. На рис. 6.19 наведена схема двосекційного преаератора коридорного типу, в якому під регенератор виділена третина від його загального об'єму. Розроблені типові проекти блоків

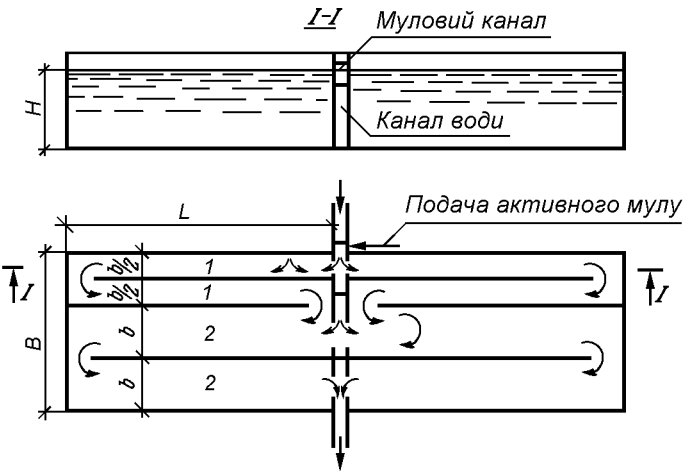


Рис. 6.19. Схема преаератора:
1 - регенератор активного мулу; 2 - преаератор

«преаератор - первинний горизонтальний відстійник» на 4, 6 і 8 відділень шириною по 9 м і загальною довжиною 36 м (табл. 6.5). Довжина власне преаератора при цьому складає 6 м, а під регенератор відводиться відділення довжиною 2 м (рис. 6.20).

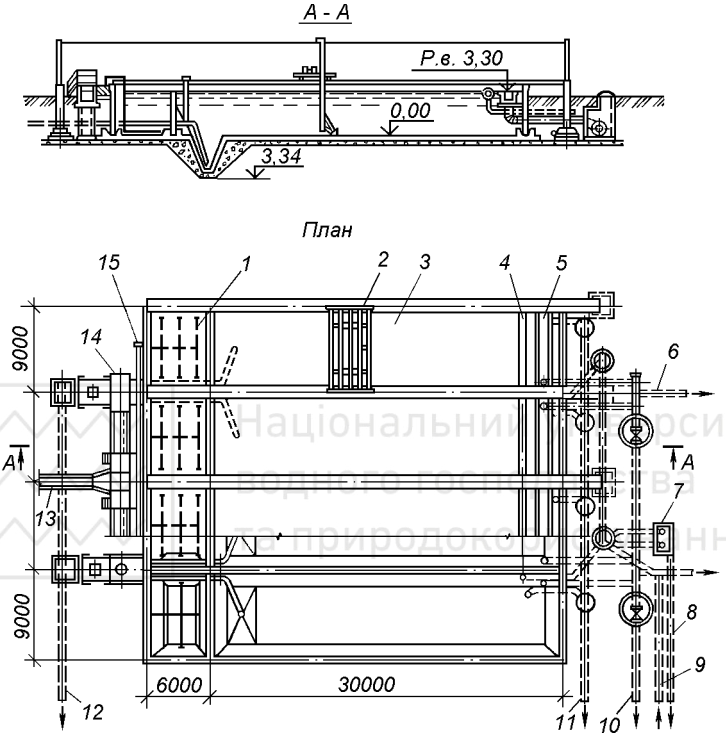


Рис. 6.20. Блок преаератор-первинний горизонтальний відстійник:
1 - преаератор; 2 - скребок; 3 - відстійник; 4 - пристрій для видалення плаваючих речовин; 5 - збірний лоток; 6 - відвід освітленої води; 7 - камера насосів плаваючих речовин; 8 - трубопровід плаваючих речовин; 9 - трубопровід активного мулу для розбавлення плаваючих речовин; 10 - аварійний скид; 11 - трубопровід спорожнення; 12 - відвід сирого осаду; 13 - підвід неосвітлених стічних вод; 14 - розподільний лоток; 15 - подача повітря

У преаератор можна подавати 50-100 % регенерованого надлишкового активного мулу. Подача більшої кількості активного мулу забезпечує більш високий ефект зниження БПК, однак при цьому погіршується ущільнення осаду в первинних відстійниках, до 97,5-98 % зростає його вологість, а в окремих випадках виникає необхідність у його безперервному видаленні.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 6.5

Параметри типових блоків преаераторів - первинних горизонтальних відстійників

Номер типового проекту	Число відділень	Розрахунковий об'єм, $м^3$		Пропускна здатність, $м^3$/год
		преаератора	відстійника	
ТП 902-2-281	4	720	3200	2130
ТП 902-2-282	6	1080	4800	3200
ТП 902-2-283	8	1440	6400	4260

Останнім часом при подачі в преаератори всього надлишкового активного мулу суміш його з осадом первинних відстійників перед стабілізацію додатково ущільнюється.

При розрахунку преаераторів тривалість аерації суміші стічних вод і надлишкового активного мулу приймають рівною 20 хв, питому витрату повітря на аерацію - 0,5 $м^3$ на 1 $м^3$ стічних вод, а інтенсивність аерації - в межах 4-7 $м^3/(м^2.год)$. Преаерація з добавленням надлишкового активного мулу згідно СНиП 2.04.03-85 забезпечує збільшення ефективності затримання завислих речовин на 20-25 %, ефект зменшення $БПК_{повн}$ при цьому складає також 20-25 %. За даними проф. С.В.Яковлєва після преаерації з добавленням надлишкового активного мулу ефект освітлення стічних вод у відстійниках зростає лише до 65 %, а $БПК_{повн}$ зменшується тільки на 15 %.

Попередня аерація стічних вод у каналах чи окремих спорудах має один суттєвий недолік - укрупнені під час преаерації частинки завісі руйнуються під час руху стічних вод до відстійника. Тому доцільним є конструктивне поєднання процесів преаерації та відстоювання в одній споруді, яку називають біофлокулятором.

Біофлокулятор - це первинний відстійник (вертикальний чи радіальний) із вбудованою камерою біофлокуляції. Біофлокулятори влаштовуються на очисних станціях як з аеротенками, так і з біофільтрами. В біофлокулятор подається 50 % надлишкового активного мулу чи 100 % надлишкової біоплівки, яка попередньо регенерується протягом 24 годин у резервуарі, влаштованому по типу аеротенка.

У споруді вертикального типу (рис. 6.21) камера біофлокуляції утворена навкруги центральної труби двома кільцевими перегородками. При подачі повітря у фільтросний аератор виникає ерліфтний ефект, завдяки якому стічні води разом з надлишковим активним мулом чи біоплівкою піднімаються у верхню частину камери, а потім опускаються вниз у кільцевому просторі між перегородками і попадають у зону відстоювання. Тривалість аерації стічних вод в камері біофлокуляції складає 20 хв, а питома витрата повітря на аерацію - 0,5 $м^3$ на 1 $м^3$ стічних вод. Гідравлічне навантаження на зону відстоювання біофлокуляторів не повинно перевищувати 3 $м^3/(м^2.год)$. Ефективність затримання завислих речовин у біофлокуляторах, що працюють з актив-

ним мулом, досягає 75 %, $БПК_{повн}$ при цьому знижується на 35 %. При використанні біологічної плівки ефективність затримання завислих речовин складає 60-70 %, а зниження $БПК_{повн}$ - 50-55 %.

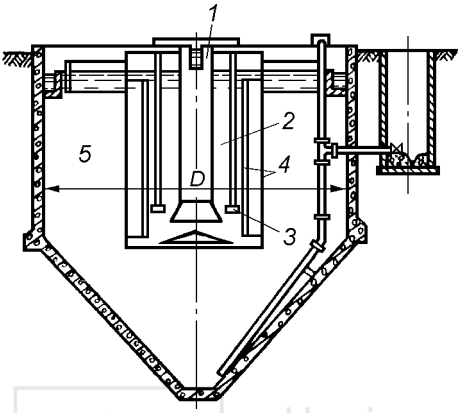


Рис. 6.21. Біофлокулятор вертикального типу: 1 - центральна труба; 2 - камера біофлокуляції; 3 - фільтроси; 4 - кільцеві перегородки; 5 - зона освітлення

На рис. 6.22 зображена схема радіального відстійника із вбудованою камерою біофлокуляції. Особливість розглядуваної конструкції полягає в тому, що надходження рідини із камери біофлокуляції у зону відстоювання здійснюється у верхній частині споруди, що забезпечує оптимальний гідравлічний режим роботи відстійника і виключає можливість каламучення вже випалого осаду, що спостерігалося у біофлокуляторах попередніх конструкцій. При дозі надлишкового активного мулу 130-200 мг/л, тривалості аерації в камері біофлокуляції 15-20 хв і інтенсивності аерації 2-3 $м^3/(м^2.год)$ ефективність роботи відстійника збільшується за завислими речовинами на 40-50 %, а за $БПК_{повн}$ зростає з 15-20 до 30-40 %. У Московському державному будівельному університеті запропоновано додатково обладнувати зону відстоювання розглядуваного біофлокулятора низькоградієнтними мішалками, а на виході з неї, перед кільцевим периферій-

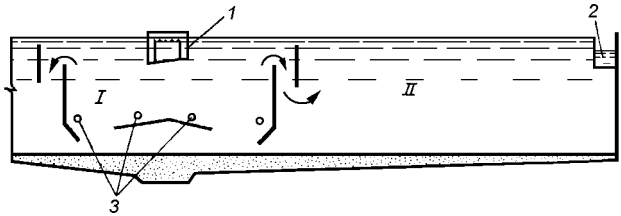


Рис. 6.22. Радіальний відстійник із вбудованою камерою біофлокуляції: I - зона преаерації; II - відстійна зона; 1 - розподільний пристрій; 2 - збірний лоток; 3 - аератори

ним водозбірним лотком, влаштовувати тонкошарові блоки, що працюють за перехресною схемою. В такому випадку при оптимальній дозі надлишкового активного мулу 160-200 мг/л, яка відповідає його приросту, ефективність освітлення стічних вод за завислими речовинами складає 75-80 %, а за $БПК_{повн}$ - досягає 50-70 %. Вологість суміші осаду і надлишкового мулу, що вивантажуються із відстійника, складає при цьому 96,0-96,5 %.

Процес освітлення стічних вод можна інтенсифікувати також шляхом переобладнання первинних відстійників у так звані флотаційні біокоагулятори. Спосіб флотаційного освітлення стічних вод у поєднанні з біокоагуляцією активним мулом чи біоплівкою, які мають хорошу здатність до флотації, розроблений в Українському інституті інженерів водного господарства (нині - Український державний університет водного господарства та природокористування) під керівництвом проф. О.П.Сіньова і називається **флотаційною біокоагуляцією**.

На рис. 6.23 наведена схема переобладнання горизонтального відстійника у флотаційний біокоагулятор. Для видалення найбільш крупних і важких грубодисперсних домішок частина об'єму переобладнаного відстійника, яка розміщена над муловими приямками, відводиться для короткотривалого (10-15 хв) відстоювання стічних вод, інша частина використовується в якості флотаційної камери. Надлишковий активний мул (100 %) подається в канал неочищених стічних вод перед флотаційним біокоагулятором. Робоча рідина (освітлена стічна вода) насичується повітрям, яке засмоктується з атмосфери ежектором, що встановлюється на перемичці між напірною й всмоктувальною лініями насоса. Для забезпечення необхідної тривалості (3 хв) контакту води і повітря для його повного розчинення у робочій рідині на напірній лінії влаштовується спеціальний напірний бак і встановлюється редукційний клапан для підтримання необхідного тиску у напірному баку. Насичена повітрям робоча рідина вводиться у флотаційну камеру через дірчасту трубу, розміщену на початку камери у її придонній

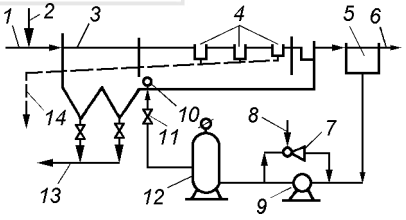


Рис. 6.23. Схема переобладнання горизонтального відстійника у флотаційний біокоагулятор:
1 - канал неочищених стічних вод; 2 - трубопровід надлишкового активного мулу; 3 - камера для попереднього освітлення стічних вод; 4 - лотки для видалення флотаційного шламу; 5 - проміжна ємність; 6 - канал очищених стічних вод; 7 - водоструминний ежектор; 8 - подача повітря; 9 - насос; 10 - напірний бак; 11 - редуктор; 12 - трубопровід для відведення флотаційного шламу

Національний університет водного господарства та природокористування

частині.

При падінні тиску після редукційного клапану до атмосферного відбувається виділення із робочої рідини дрібних бульбашок повітря, що флотують грубодисперсні забруднення, і на поверхні рідини утворюється шар флотаційного шламу. Флотаційний шлам - це пінний продукт, що утримується на поверхні рідини за рахунок високого вмісту в ньому повітря. Флотаційний шлам швидко зневоднюється й ущільнюється. Видалення флотаційного шламу здійснюється самопливом через поперечні лотки, що встановлюються через 3 м по довжині флотаційної камери. Видалення осаду з мулових приямків здійснюється під гідростатичним тиском.

Можливі схеми переобладнання у флотаційні біокоагулятори горизонтальних, вертикальних і радіальних відстійників та рекомендації щодо їх розрахунку наведені у літературі [9]. При переобладнанні первинних відстійників у флотаційні біокоагулятори приймають: тривалість перебування у флотаційній камері суміші очищуваних стічних вод і робочої рідини - 35-40 хв; коефіцієнт рециркуляції (відношення витрат робочої рідини і очищуваних стічних вод) - 0,5-0,7; тиск насичення робочої рідини повітрям - 0,45-0,50 МПа; дозу повітря - 2-3 % від сумарної витрати робочої рідини і очищуваних стічних вод; вологість видаленого шламу - 94-96 %. Винос завислих речовин із флотаційного біокоагулятора не перевищує 200 мг/л (у складі завислих речовин, що виносяться, основна частина - це життєздатний активний мул).

Переобладнання первинних відстійників у флотаційні біокоагулятори дозволяє скоротити тривалість первинного освітлення стічних вод до 30-40 хв, на 30-40 % знизити $БПК_5$ стічних вод, що надходять в аеротенки. Зниження БПК у флотаційних біокоагуляторах відбувається за рахунок видалення із стічних вод частини розчинних і колоїдних органічних забруднень. Одночасно відбувається також зниження концентрацій СПАР, жирів, нафтопродуктів, іонів важких металів і інших забруднень. Отримання флотаційного шламу низької вологості дозволяє виключити з технологічної схеми ущільнювачі надлишкового активного мулу, зменшити об'єми метантенків чи інших споруд для обробки осадів і шламів. Недоліком флотаційної біокоагуляції є великі витрати електроенергії для перекачування робочої рідини під значним тиском.

6.8. Розрахунок первинних відстійників

Розрахунок первинних відстійників полягає у визначенні їх типу, кількості й основних розмірів, а також витрати затримуваного осаду. Розрахунок відстійників може здійснюватись за різними методами. Найбільш точними є методи, які грунтуються на даних про кінетику випадання завісі, однак застосування знаходять також і методи наближеного розрахунку відстійників.

Відомі також методи розрахунку відстійників, розроблені різними авторами: горизонтальних - методи С.М.Шифріна і О.І.Жукова, вертикальних - метод С.М.Шифріна, вертикальних з нисхідно-визхідним рухом рідини - метод А.В.Єршова, з обертовими водорозподільними і водозбірними пристроями - метод І.В.Скирдова.

6.8.1. Методи наближених розрахунків відстійників

Методи наближених розрахунків відстійників застосовують при відсутності даних про кінетику випадання завісі. До таких відноситься, зокрема, метод розрахунку **за навантаженням на поверхню дзеркала води відстійника**.

Навантаженням на поверхню дзеркала води відстійника називається кількість м^3 стічних вод за годину (добу), що припадає на 1 м^2 поверхні дзеркала води відстійника. Загальна площа поверхні дзеркала води відстійників за цим методом визначається за формулою

$$F = Q / q, м^2, \tag{6.7}$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год; q - навантаження на поверхню дзеркала води відстійника, м^3/(м^2.год).

У вітчизняній практиці значення навантажень на поверхню дзеркала води приймають рівними: 1-3 м^3/(м^2.год) - для горизонтальних відстійників, 1,5-3,5 м^3/(м^2.год) - для радіальних відстійників і 1,9-2,5 м^3/(м^2.год) - для вертикальних відстійників.

Діаметр радіальних і вертикальних відстійників з центральною трубою далі визначають за формулою

$$D = \sqrt{(F + 0{,}785Nd^2) / 0{,}785N}, м, \tag{6.8}$$

де N - кількість відстійників (не менше двох); d - діаметр впускного пристрою радіального відстійника чи центральної труби вертикального відстійника, м.

Розміри у плані горизонтальних відстійників визначають з урахуванням оптимального співвідношення між довжиною і шириною секції L = (8-12) B.

Наближений розрахунок первинних відстійників може бути здійснений **за розрахунковою тривалістю відстоювання**, яка складає t = 1,5-2 год. У цьому випадку розрахунковий об'єм зони освітлення відстійників складе

$$W = Q \cdot t, м^3. \tag{6.9}$$

а площа зони освітлення

$$F = W / H_{set}, м^2, \tag{6.10}$$

Національний університет
природокористування

де H_{set} - робоча глибина відстійника, м.

Діаметр радіальних і вертикальних відстійників з центральною трубою далі може бути визначений за формулою (6.8), а довжина горизонтальних відстійників - за формулою

$$L = 3{,}6\upsilon \cdot t, м, \tag{6.11}$$

де υ - розрахункова швидкість горизонтального руху стічних вод у відстійнику, яка складає 5-10 мм/с [5].

Ширина однієї секції горизонтального відстійника при цьому складе

$$B = Q / \upsilon . H_{set} . N, м. \tag{6.12}$$

Розміри первинних відстійників можуть бути наближено визначені і **за найменшою гідравлічною крупністю частинок, що підлягають затриманню у відстійнику**. Загальна площа поверхні дзеркала води відстійників при цьому визначається за формулою

$$F = Q / 3{,}6u_o, м^2, \tag{6.13}$$

де u_o - мінімальна гідравлічна крупність частинок завісі, що підлягають затриманню у відстійнику, мм/с.

При відсутності даних про кінетику випадання завісі значення u_o приймають рівними: 0,5-1 мм/с - для горизонтальних і радіальних відстійників та не більше 0,7 мм/с - для вертикальних відстійників. Розміри горизонтальних, радіальних і вертикальних відстійників з центральною трубою далі визначають аналогічно до методу розрахунку за навантаженням на поверхню дзеркала води відстійника.

Недоліком розглянутих вище методів наближеного розрахунку є довільний вибір робочої глибини відстійника.

Розміри горизонтальних відстійників можуть бути визначені **на основі елементарної теорії розрахунку горизонтальних відстійників** (див. розділ 5.7). Як і для горизонтальних піскоуловлювачів при визначенні довжини горизонтального відстійника необхідно враховувати зважуючу швидкість потоку ω_o . За проф. О.І.Жуковим довжина горизонтального відстійника визначається за формулою

$$L = \frac{\upsilon . H_p}{u_o - \omega}, м, \tag{6.14}$$

а значення зважуючої швидкості - за формулою

$$\omega = 0{,}00004\upsilon^3, мм / с, \tag{6.15}$$

де υ - швидкість горизонтального руху рідини у відстійнику, мм/с.

Ширину однієї секції горизонтального відстійника при цьому визначають за формулою (6.12).

До методів наближеного розрахунку можна віднести також розрахунок відстійників за номограмами [11].

Слід однак відзначити, що у деяких країнах (ФРН, Польща, Чехія) саме методи наближеного розрахунку первинних відстійників використовуються як основні. При цьому нормуються одночасно тривалість відстоювання стічних вод і навантаження на поверхню дзеркала води (табл. 6.6). Об'єм зони освітлення W визначають за формулою (6.9), загальну площу поверхні дзеркала води відстійників F - за формулою (6.7), а їх робочу глибину - за формулою

$$H_{set} = W / F, м. \qquad (6.16)$$

У ФРН робочу глибину H_{set} горизонтальних відстійників рекомендується приймати в межах 1,5-2,5 м (на крупних станціях - до 3 м), мінімальну довжину - 30 м, відношення довжини до глибини L / B - 15-20 і більше. Найменший діаметр радіальних відстійників приймають 20 м, а розрахункову робочу глибину H_{set} від 1,8 до 3,2 м. Найбільш раціональним діаметром радіальних відстійників вважають 30-40 м, хоча на великих станціях застосовуються відстійники діаметром до 63 м (Мюнхен) [8].

При проектуванні горизонтальних відстійників у Польщі їх робочу глибину H_{set} приймають в межах 1,5-2,5 м, довжину L - не менше 30 м, відношення довжини до ширини $L / B \geq 4$, а довжини до робочої глибини $L / H_{set} \geq 15$ [6]. Діаметр радіальних відстійників рекомендується приймати в межах 15-50 м, робочу глибину H_{set} - в межах 1,5-2,5 м, а відношення діа-

Таблиця 6.6

Основні технологічні параметри первинних відстійників при максимальній витраті очищуваних стічних вод у суху погоду

Первинний відстійник	Тривалість відстоювання, год	Навантаженням на поверхню дзеркала води, $м^3/(м^2.год)$	Література
Перед біофільтрами:			
- горизонтальний	1,5-2,3	<1,3	[6]
- радіальний	1,5-2,3	0,8-1,3	
- вертикальний	1,5-2,3	<1,3	
Перед аеротенками:			
- горизонтальний	1,5-2	<4	[6]
- радіальний	1,5-2	2,5-4	
- вертикальний	1,5-2	<3	
Перед біофільтрами	1,7-2,5	1,5-0,8	[8]
Перед біофільтрами	2,5	1,0	[10]
Перед аеротенками	0,5	5,0	[10]

Національний університет
та природокористування

метра до робочої глибини $D / H_{set} > 6$ (бажано $D / H_{set} > 15$). Для обох типів відстійників сумарну висоту шару осаду і нейтрального шару приймають в межах 0,4-0,8 м.

6.8.2. Розрахунок відстійників за СНиП 2.04.03-85

6.8.2.1. Розрахунок горизонтальних, радіальних і вертикальних відстійників

Як вже вказувалося в розділі 6.2, розрахунок первинних відстійників повинен здійснюватись на основі даних про кінетику випадання зависі із реальних стічних вод. Виходячи із відомої сталості складу і властивостей міських стічних вод у СНиП 2.04.03-85 у табличній формі для чотирьох значень початкових концентрацій завислих речовин (100, 200, 300 і 400 мг/л) наведені залежності ефективності освітлення стічних вод від тривалості їх освітлення t_{set} у шарі рідини глибиною h_1 = 0,5 м (табл. 6.7). Для інших значень початкових концентрацій завислих речовин залежність між ефективністю E і тривалістю освітлення t_{set} встановлюється методом інтерполяції. На рис. 6.18 зображені криві залежності коефіцієнта агломерації n від початкових концентрацій завислих речовин для значень ефективності освітлення стічних вод 50, 60 і 70 %, наведені у табл. 2 СНиП 2.04.03-85 (для інших значень ефективності освітлення значення коефіцієнта n також визначаються методом інтерполяції). Таким чином, при неможливості виконання відповідних досліджень на реальних стічних водах СНиП 2.04.03-85 рекомендується використовувати наведені в ньому узагальнені дані, які з достатньою точністю відповідають реальним даним про кінетику випадання зависі з міських стічних вод.

Таблиця 6.7

Тривалість відстоювання міських стічних вод в залежності від ефекту їх освітлення при температурі 20 °С

Ефект освітлення стічних вод E, %	Тривалість відстоювання t_{set}, с, у шарі h_1 =0,5 м при концентрації завислих речовин, мг/л			
	100	200	300	400
20	600	300	-	-
30	900	540	320	260
40	1320	650	450	390
50	1900	900	640	450
60	3800	1200	870	680
70	-	3600	2600	1830

Метод розрахунку первинних відстійників за СНиП 2.04.03-85 передбачає використання типових споруд з відомими розмірами. Таким чином, він

полягає у виборі типу і необхідного числа типових відстійників, які забезпечать необхідний ефект освітлення стічних вод. Як відомо, тип відстійників необхідно вибирати з урахуванням прийнятої технологічної схеми очистки стічних вод і обробки осаду, продуктивності очисних споруд, черговості будівництва, кількості експлуатованих одиниць, конфігурації й рельєфу майданчика, геологічних умов, рівня грунтових вод тощо. Необхідна ефективність зменшення концентрацій завислих речовин при первинному освітленні стічних вод визначається за формулою

$$E = (C_n^{зр} - C_к^{зр}).100 / C_n^{зр},\%, \qquad (6.17)$$

де $C_n^{зр}$ - початкова концентрація завислих речовин у стічних водах, мг/л; $C_к^{зр}$ - концентрація завислих речовин в освітлених стічних водах, що подаються в аеротенки чи на біофільтри (приймається не більшою 150 мг/л).

За табл. 6.7 і рис. 6.18 визначаються тривалість відстоювання в стані спокою t_{set} і коефіцієнт агломерації n стічних вод з початковою концентрацією завислих речовин $C_n^{зр}$, при яких забезпечується необхідна ефективність освітлення E в лабораторних циліндрах у шарі рідини глибиною h_1 = 0,5 м.

Для приведення отриманих даних до натурних далі визначають розрахункову умовну гідравлічну крупність частинок, затримуваних у відстійни-

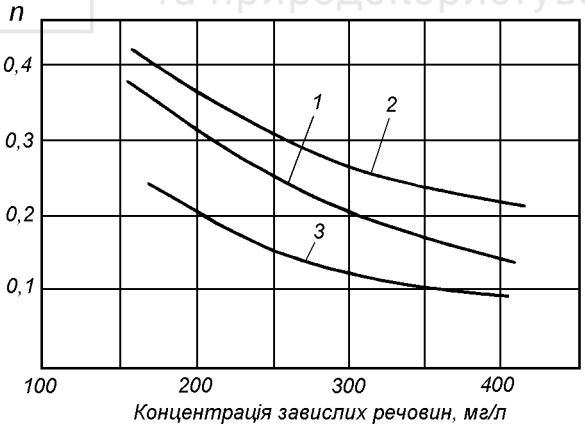


Рис. 6.18. Залежність коефіцієнта n від концентрації завислих речовин:
1 - при E = 50 %; 2 - при E = 60 %; 3 - при E = 70 %

ку з глибиною проточної частини H_{set},

$$u_o^p = \frac{1000 H_{set} K_{set}}{\alpha t_{set} (H_{set} K_{set} / h_1)^n} - \omega, мм/с. \quad (6.18)$$

де K_{set} - коефіцієнт використання об'єму проточної частини відстійника, що враховує реальну схему потоків рідини у ньому (табл. 6.8); α - коефіцієнт, що враховує вплив мінімальної середньомісячної температури стічних вод (табл. 6.1); ω - зважуюча швидкість, мм/с.

Для типових відстійників при визначанні H_{set} слід враховувати наявність у них нейтрального шару й шару осаду. Величину зважуючої швидкості ω приймають за табл. 6.9 в залежності від швидкості руху потоку рідини у відстійнику υ. У першому наближенні для горизонтальних і радіальних відстійників приймають ω=5-10 мм/с. Для вертикальних відстійників ω=0.

Продуктивність (пропускну спроможність) одного відстійника чи його секції визначають, виходячи із його відомих геометричних розмірів і необхідної ефективності освітлення стічних вод:

- для горизонтальних відстійників

$$q_{set} = 3{,}6 K_{set} L B u_o^p, м^3/год; \quad (6.19)$$

- для радіальних і вертикальних відстійників з центральною трубою

$$q_{set} = 2{,}8 K_{set} (D^2 - d^2) u_o^p, м^3/год; \quad (6.20)$$

- для вертикальних відстійників з низхідно-висхідним рухом рідини

$$q_{set} = 1{,}41 K_{set} D^2 u_o^p, м^3/год, \quad (6.21)$$

де L і B - відповідно довжина і ширина секції горизонтального відстійника, м; D - діаметр радіального чи вертикального відстійника, м; d - діаметр впускного пристрою радіального відстійника чи центральної труби вертикального відстійника, м.

Розрахункове число відстійників чи їх секцій визначається за формулою

$$N^p = Q / q_{set}, \quad (6.22)$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год.

Для забезпечення необхідної ефективності освітлення стічних вод фактичне число відстійників N^ϕ приймається рівним N^p (якщо це ціле число) чи наступному більшому цілому числу після N^p. Якщо прийнято мінімальне число відстійників (N^ϕ = 2), то максимальну розрахункову витрату очищуваних стічних вод слід збільшити в 1,2-1,3 рази [5], тобто потрібний

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 6.8

Розрахункові параметри первинних відстійників

Тип відстійника	Коефіцієнт K_{set}	Робоча глибина H_{set}, м	Ширина B, м	Швидкість υ, мм/с	Похил дна i	Кут похилу пластин α
Горизонтальний	0,5	1,5-4	(2-5) H_{set}	5-10	0,005	-
Радіальний	0,45	1,5-4	-	5-10	0,05	-
Вертикальний	0,35	3,7-3,8	-	-	-	-
З обертовим водорозподільним і водозбірним пристроєм	0,85	0,8-1,2	-	-	0,05	-
З низхідно-висхідним потоком	0,65	2,7-3,8	(2-3) u_o	-	-	-
Тонкошаровий:						
- протиточна (прямоточна) схема роботи	0,5-0,7	0,025-0,2	2-6	-	-	45-60
- перехресна схема роботи	0,8	0,025-0,2	1,5	-	-	45-60

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 6.9

Залежність зважуючої швидкості ω від швидкості руху потоку рідини у відстійнику υ

υ, мм/с	5	10	15
ω, мм/с	0	0,05	0,1

об'єм відстійника збільшиться в 1,2-1,3 рази для зменшення перевантаження одного відстійника при виключенні іншого для ремонту.

Після завершення наведених вище розрахунків слід визначити фактичне значення швидкості руху потоку рідини

- у горизонтальному відстійнику

$$\upsilon^{\phi} = Q / (3{,}6 H_{set} B), мм/с; \tag{6.23}$$

- на середині радіуса радіального відстійника

$$\upsilon^{\phi} = Q / (5{,}65 H_{set} D), мм/с. \tag{6.24}$$

Національний університет
та природокористування

Якщо фактичне значення швидкості руху потоку рідини значно відрізняється від прийнятого раніше при визначенні u_o^p, то здійснюється перерахунок відстійників з урахуванням отриманого значення υ^ϕ.

У більшості випадків фактичне число відстійників N^ϕ перевищує їх розрахункове число N^p, а це значить, що фактична тривалість освітлення стічних вод буде більшою від розрахункової, внаслідок чого зросте ефективність освітлення стічних вод. Для визначення фактичної концентрації завислих речовин в освітлених стічних водах спочатку визначають фактичну продуктивність одного відстійника

$$q_{set}^\phi = Q / N^\phi, м^3 / год, \tag{6.25}$$

далі за формулами (6.19), (6.20) чи (6.21) - фактичну умовну гідравлічну крупність u_o^ϕ частинок, затримуваних у відстійнику, а потім за формулою (6.18) -фактичну тривалість відстоювання у стані спокою t_{set}^ϕ. Далі за таблицею 6.7 методом інтерполяції визначається фактична ефективність освітлення стічних вод E^ϕ. Таким чином, фактична концентрація завислих речовин в освітлених стічних водах, складатиме

$$C_{к,ф}^{зр} = C_n^{зр}(1 - 100 / E^\phi), мг / л. \tag{6.26}$$

Кількість осаду, що затримується у первинних відстійниках, визначається з врахуванням фактичного ефекту освітлення стічних вод. Маса сухої речовини осаду складає

$$O_{сух} = C_n^{зр} E^\phi K Q_{доб} / 10^4, т / доба, \tag{6.27}$$

де K = 1,1-1,2 - коефіцієнт, що враховує збільшення об'єму осаду за рахунок крупних фракцій завісі, які не уловлюються при відбиранні проб для аналізу; $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Добовий об'єм осаду, що затримується у первинних відстійниках, визначають за формулою

$$O = \frac{100 O_{сух}}{(100 - W_{ос})\rho_{ос}}, м^3 / доба, \tag{6.28}$$

де $W_{ос}$ - вологість сирого осаду, %; $\rho_{ос}$ - густина сирого осаду, т/м^3.

Вологість сирого осаду складає біля 93 % при застосуванні для його перекачування плунжерних насосів і 95 % - при застосуванні відцентрових насосів. Густину сирого осаду міських стічних вод при його вологості до 80 % можна приймати рівною 1 т/м^3.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

6.8.2.2. Розрахунок відстійників з обертовими водорозподільчими і водозбірними пристроями

Розрахунок відстійників з обертовими водорозподільчими і водозбірними пристроями полягає у визначенні тривалості відстоювання, а з тим і швидкості обертання жолобу

$$T_{set} = H_{set} K_{set} / 3{,}6 u_o^p, год, \tag{6.29}$$

де H_{set} - робоча глибина зони відстоювання, м; K_{set} - коефіцієнт використання об'єму зони відстоювання; u_o^p - швидкість осадження завислих частинок, на затримання яких розраховується відстійник, мм/с.

Робоча глибина зони відстоювання приймається рівною H_{set} = 0,8-1,2 м, коефіцієнт використання об'єму зони відстоювання K_{set} = 0,85 (табл.6.8). Оскільки відстоювання здійснюється у стані спокою то при визначенні швидкості осадження завислих частинок u_o^p за формулою (6.18) величину зважуючої швидкості приймають рівною $\omega = 0$.

За час T_{set} жолоб повинен здійснити один оберт. У такому випадку продуктивність відстійника (кількість зібраної освітленої води) буде складати

$$q_{set} = 0{,}785(D^2 - d^2).3{,}6 K_{set} u_o^p, \text{ чи}$$

$$q_{set} = 2{,}8 K_{set} (D^2 - d^2) u_o^p, м^3 / год, \tag{6.30}$$

де D - діаметр відстійника, м; d - діаметр впускного пристрою відстійника, м.

Швидкість обертання жолоба відстійника повинна складати $1 / T_{set}$ обертів за годину. При визначенні глибини відстійника враховують висоту нейтрального шару $H_н$ = 0,5-0,6 і висоту мулової частини H_o =0,3-0,4 м. Форма перегородки, що розділяє водорозподільний і водозбірний лотки, кількість струминонаправляючих лопаток і висота водозбірного водозливу розраховуються за спеціальним рекомендаціями [13].

6.8.2.3. Розрахунок тонкошарових відстійників

Перед початком розрахунку тонкошарових відстійників, що працюють за протиточною схемою (див. рис. 6.17), приймають: висоту ярусу по вертикалі $h_в$, кут похилу пластин до горизонту α, швидкість руху потоку у міжполичному просторі υ, кількість секцій $N^ф$ і будівельну ширину однієї

Національний університет водного господарства та природокористування

секції відстійника B. Висоту ярусу по вертикалі $h_в$ приймають за табл. 6.8 (при високих початкових концентраціях завислих речовин рекомендується приймати більші значення). Для кращого сповзання осаду з поверхні пластин чи труб їх доцільно встановлювати у блоках під кутом α = 55-60°. Швидкість руху потоку υ у міжполичному просторі приймають не більшою 10 мм/с. Ширину тонкошарового відстійника B_{bl} приймають конструктивно, виходячи із будівельної ширини секції відстійника B, розмірів матеріалу листів блоків і умов їх монтажу. Кількість секцій відстійника $N^ф$ повинна бути не менше двох (якщо прийнято мінімальне число відстійників ($N^ф$ = 2), то максимальну розрахункову витрату очищуваних стічних вод слід збільшити в 1,2-1,3 рази).

Довжина пластин тонкошарового блоку повинна складати

$$L_{bl} = \upsilon h_н K_з / u_o, м, \tag{6.31}$$

де $K_з$ = 1,2-1,5 - коефіцієнт запасу.

Гідравлічна крупність частинок зависі u_o, що підлягають затриманню у тонкошарових відстійниках, повинна визначатись у шарі, рівному висоті ярусу $h_в$. При відсутності таких даних при очистці міських стічних вод для розрахунків можна приймати u_o = 0,15-0,2 мм/с.

Далі за формулою (6.25) визначають фактичну продуктивність однієї секції відстійника $q^ф_{set}$. За СНиП 2.04.03-85 продуктивність тонкошарового відстійника, що працює за протиточною схемою, визначається за формулою

$$q^ф_{set} = 3{,}6 K_{set} H_{bl} B_{bl} \upsilon, м^3 / год, \tag{6.32}$$

звідки може бути визначена загальна висота тонкошарового блоку

$$H_{bl} = q^ф_{set} / 3{,}6 K_{set} B_{bl} \upsilon, м, \tag{6.33}$$

де K_{set} = 0,5-0,7 - коефіцієнт використання об'єму проточної частини відстійника (табл. 6.8).

Висота ярусу відстійника по нормалі складає

$$h_н = h_в \cos\alpha, м, \tag{6.34}$$

а кількість ярусів у відстійнику

$$n = H_{bl} / h_н, шт. \tag{6.35}$$

Висота пластин тонкошарового блоку (див. рис. 6.17), що визначається за формулою

$$h_2 = L_{bl} \sin\alpha, м, \tag{6.36}$$

не повинна перевищувати 1-2 м.

Національний університет водного господарства та природокористування

При визначенні будівельної висоти відстійника крім висоти пластин h_2 також враховують: висоту борту відстійника $h_б$ = 0,3 м, висоту шару води над полицями h_1 = 0,1-0,5 м, висоту зони, від якої залежить рівномірність розподілу води між ярусами h_3 = 0,2-0,5, висоту нейтрального шару h_4 = 0,1-0,2 м, а також висоту шару осаду h_5 = 0,3 м.

Література

1. Кульский Л.А., Гороновский И.Т., Когановский А.М., Шевченко М.А. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды. В двух частях. Часть 1. - К.: Наукова думка, 1980. - 680 с.
2. Яковлев С.В., Калицун В.И. Механическая очистка сточных вод. - М.: Изд-во литературы по строительству, 1972. - 197 с.
3. Калицун В.И., Ласков Ю.М. Лабораторный практикум по канализации. Учеб. пособие для вузов/Под ред. С.В.Яковлева. М., Стройиздат, 1978. - 125 с.
4. Водоотводящие системы промышленных предприятий: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1990. - 511 с.
5. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
6. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady, Warszawa, 1974. - 466 с.
7. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
8. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отдние, 1982. - 168 с.
9. Синев О.П. Интенсификация биологической очистки сточных вод. - К.: Техніка, 1983. - 110 с.
10. Hlaviĺínek P., Hlavaácek J. Ćiśtění odpadních vod. Praktické příklady výpočtů. Noel 2000, Brno, 1996. - 196 с.
11. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В.Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
12. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 7

МЕТОДИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

7.1. Класифікація методів біологічної очистки стічних вод

Використання біологічних методів для очистки стічних вод грунтується на здатності різних груп мікроорганізмів використовувати органічні забруднення стічних вод в якості продуктів харчування, в результаті чого вони отримують енергію для своєї життєдіяльності і конструктивний матеріал для відтворення власних клітин, а стічна вода звільняється від цих забруднень. Ідея біологічної очистки стічних вод запозичена людиною у природи, де постійно відбуваються складні процеси розкладу органічних речовин за участю різноманітних організмів. Тому будь-яка споруда для біологічної очистки стічних вод являє собою обмежену у просторі своєрідну екологічну систему з певними умовами існування і сформованим для цих умов характерним біоценозом.

Розклад органічних речовин в процесі біологічної очистки може відбуватись в аеробних і анаеробних умовах. Аеробні процеси звичайно використовуються для окислення забруднень, які лишаються у стічних водах після відстоювання, а саме: розчинних, колоїдних і тонкодиспергованих органічних домішок.

Аеробна біологічна очистка стічних вод може здійснюватись у природних умовах, а також в умовах, близьких до природних, і у штучно створених умовах.

Прикладом біологічної очистки стічних вод у природних умовах є процес самоочищення поверхневих вод. Головною умовою при цьому є те, щоб кількість забруднень, які надходять у водойму при скиданні у неї стічних вод, не перевищувала здатність водойми до самоочищення. У наш час такий метод природної біологічної очистки використовується лише при скиданні у водойми стічних вод, вже біологічно очищених у штучних умовах, для надання їм властивостей, близьких до природних вод.

Біологічна очистка в умовах, близьких до природних, полягає у пристосуванні за допомогою технічних засобів природних біоценозів грунтів чи водойм до приймання стічних вод і природного біологічного окислення органічних речовин, що містяться у стічних водах. Споруди для біологічної очистки стічних вод в умовах, близьких до природних, поділяють на споруди, в яких відбувається фільтрування очищуваних стічних вод через шар грунту (поля фільтрації і поля зрошування), і на споруди, що являють собою водойми (біоставки), заповнені протікаючою очищуваною стічною водою. У

Національний університет
спорудах першого типу надходження кисню відбувається головним чином за рахунок його безпосереднього поглинання мікроорганізмами з повітря. У спорудах другого типу надходження кисню відбувається головним чином за рахунок реаерації чи штучної аерації. Однак невисока інтенсивність природних біохімічних процесів, велика площа споруд і кліматичні умови обмежують широке застосування методів біологічної очистки стічних вод на полях фільтрації, полях зрошування і у біоставках.

До споруд аеробної біологічної очистки у штучно створених умовах відносяться біофільтри і аеротенки. Принцип очистки стічних вод у цих спорудах той самий, що лежить в основі природних методів очистки. Однак екологічні системи біофільтрів і аеротенків суттєво відрізняються від природних аналогів екстремальними умовами існування біоценозів, а саме високою концентрацією органічних речовин і високою щільністю бінаселення. Крім цього, штучні екосистеми біофільтрів і аеротенків суттєво відрізняє можливість підтримання в них оптимальних умов життєдіяльності організмів біоценозу (навантаження по органічних речовинах, температура, pH, кількість розчиненого кисню, відсутність токсичних домішок тощо). Усе це, разом узяте, забезпечує високу інтенсивність біохімічних процесів у цих спорудах.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

В біофільтрах імітуються (у тій чи іншій мірі) процеси природної очистки стічних вод у грунті. Активна біомаса, що називається біоплівкою, у вигляді тонкого слизистого шару обволікає окремі елементи завантаження біофільтру із гальки, гравію керамзиту, пластмаси тощо. Проходячи зверху-вниз, стічна вода тонким шаром обтікає матеріал завантаження, контактуючи з біоплівкою. Повітря надходить у тіло біофільтра завдяки природній тязі чи нагнітається вентиляторами.

В аеротенках імітуються процеси природного самоочищення води у водоймах. Біоценоз аеротенків носить назву активного мулу. Невеликі за розміром пластівці активного мулу підтримуються в аеротенках у вільноплаваючому стані за допомогою повітря, яке подається у споруду повітродувками, вентиляторами чи компресорами, і є одночасно джерелом кисню для мікроорганізмів активного мулу.

Таким чином, аеробні процеси біологічної очистки стічних вод здійснюються:

1. **В умовах, близьких до природних** - на полях фільтрації, полях зрошування і у біоставках;
2. **У штучно створених умовах** - на біофільтрах і в аеротенках.

Анаеробні біохімічні процеси використовуються переважно для розкладу осаду стічних вод й іноді в якості попереднього ступеня очистки висококонцентрованих виробничих стічних вод. Спосіб анаеробної обробки

осаду стічних вод називається зброджуванням і здійснюється у септиках, перегнивачах, двоярусних відстійниках і метантенках.

Слід пам'ятати, що під терміном «біологічна очистка стічних вод» в практиці водоочистки звичайно розуміють процеси аеробної біологічної очистки, які відбуваються під дією аеробних мікроорганізмів при наявності у воді розчиненого кисню.

Здатність мікроорганізмів біологічної плівки і активного мулу споживати сполуки різноманітного хімічного складу і їх висока адаптаційна спроможність до змінюваних умов зовнішнього середовища дозволяє ефективно очищувати стічні води від органічних сполук, що містяться у побутових стічних водах, а також від біологічно окислюваних речовин, що містяться у виробничих стічних водах. Нині біологічна очистка стічних вод на біофільтрах і в аеротенках є основним, найбільш ефективним та економічно доцільним методом очистки міських і багатьох категорій виробничих стічних вод (див. табл. 3.1)

Будівництво очисних станцій з біофільтрами чи аеротенками потребує лише близько 1 % площі, необхідної для влаштування полів фільтрації, полів зрошення чи біологічних ставків. При їх експлуатації майже не виникають неприємні запахи, що має місце при експлуатації споруд для біологічної очистки в умовах, близьких до природних. Тому очисні станції з біофільтрами чи аеротенками використовуються у наш час для очистки стічних вод великих і середніх населених пунктів, а також для очистки стічних вод малих населених пунктів, розміщених на урбанізованій території. Споруди для біологічної очистки в умовах, близьких до природних, знайшли використання, головним чином, в населених пунктах, розміщених у сільській місцевості.

7.2. Розвиток методів біологічної очистки стічних вод

Зростання міст й інтенсивний розвиток промисловості в другій половині дев'ятнадцятого - на початку двадцятого століття привели до значного забруднення водойм. Про ступінь забруднення водойм міськими відходами свідчить наступна цитата, що датується 1907 р.: «З вод Темзи, взятих в районі Гринвічу при малій воді, тобто коли вони не мають солоності морської води й містять всі жири і нечистоти великого міста Лондона, одержується дуже міцний напій. Після очистки і трикратного вилучення запаху він стає таким міцним, що буквально валить з ніг навіть моряків» [1].

Широко застосовувані на той час поля зрошування (на яких відбувається очистка стічних вод і вирощування сільськогосподарської продукції), а також поля фільтрації (використовуються лише для очистки стічних вод) мали невелику пропускну здатність, займали великі площі і тому

вже не могли забезпечити очистку зростаючої кількості стічних вод. Систематичні пошуки нових засобів обробки відходів відносяться до XIX ст., коли було встановлено, що необроблені стічні води, які скидаються у водойми, є переносником інфекцій.

У 1865 р. д-р А.Мюллер запропонував бактеріальну очистку стічних вод. Він писав: «Стічні води складаються в основному з речовин органічного походження, і тому в них відбувається активний процес розкладу, завдяки якому органічні речовини розчиняються в мінеральних речовинах... і таким чином стають їжею, придатною для рослин. На перший погляд цей процес можна розглядати як хімічне самовідновлення. Однак насправді це, по суті, процес перетравлення їжі, в результаті якого різноманітні - головним чином мікроскопічно маленькі - тваринні і рослинні організми використовують органічно зв'язану енергію для забезпечення своєї життєдіяльності».

Спосіб очистки стічних вод на біофільтрах виник як подальший розвиток способу їх очистки на полях фільтрації. Було встановлено, що органічні речовини стічних вод на полях фільтрації ефективно розкладаються під дією бактерій, якщо для останніх створені відповідні умови, тобто вчасно подається кисень і середовище-носій виявляється придатним для розвитку мікроорганізмів. В якості середовища-носія був вибраний піщаний шар товщиною 1,5 м. Стічні води напускалися на грунт один чи два рази на добу і після контакту протягом 2-6 год зливалися як біологічно очищені. До наступного напуску стічних вод у шар піску надходило атмосферне повітря. Такий спосіб дозволяв при використанні 1 га піщаного грунту очистити 1038 $м^3$/добу стічних вод, і отже Лондону у 1866 р. для очистки стічних вод необхідно було мати в своєму розпорядженні біля 810 га придатних земель. Використання замість піску коксового дріб'язку дозволило збільшити пропускну спроможність 1 га грунту до 1514 $м^3$/добу [1].

Наступним етапом в розвитку біофільтрів було розбризкування стічних вод на шар завантаження, яке розміщувалось у резервуарі із щільними стінками. Для цього у шарі завантаження встановлювались зливні трубки, що періодичні перекривались і забезпечували таким чином періодичне зрошення завантаження. Для поліпшення надходження повітря використовували крупний щебінь, що дозволяло створювати природну вентиляцію через шар завантаження. Велика вага щебеня, покритого біоплівкою, не дозволяла однак будувати біофільтри вищими ніж 1,8 м. Зазвичай на такі біофільтри подавали попередньо освітлені стічні води.

Подібні біофільтри були названі у Великобританії «перколяційними біофільтрами», у США та в інших країнах світу вони мають назву «краплинних біофільтрів». З моменту будівництва перших очисних станцій у 1887 р. у Лавренсі (США, штат Массачусетс) і в 1892 р. у Баркінг Кріік (Великобританія) і до закінчення другої світової війни краплинні біофільтри

залишалися найпоширенішим типом реактора для біологічної очистки стічних вод. Вони знайшли застосування для очистки не тільки стічних вод від окремих будівель і малих населених пунктів, але і для очистки стічних вод великих міст, а також цілого ряду промислових підприємств.

Професором С.М.Строгановим було запропоновано інтенсифікувати процес біофільтрації шляхом збільшення висоти завантаження біофільтрів. Для забезпечення вентиляції завантаження був збільшений його розмір, а також передбачена примусова подача повітря під завантаження. Безперервна подача стічних вод забезпечувалась влаштуванням радіальних розбризкувачів типу «Сегнерова колеса». Вперше такі біофільтри, названі аерофільтрами, були використані при будівництві Кожуховської станції аерофільтрації у Москві, перша черга якої була здана в експлуатацію у 1929 р., а вся станція продуктивністю 37000 $м^3$/добу стала до ладу в 1933 р. [2]. У США і Великобританії подібні біофільтри з рециркуляцією очищених стічних вод стали використовувати, починаючи з 1930 р.

У 1954-1958 рр. американською фірмою «Доу Кемікел Компані» були випущені нові типи завантаження біофільтрів, виготовлені з пластмаси: засипне завантаження «Доупак» FN90 і блокове завантаження «Доупак» HCS. Приблизно у цей самий час Англійською фірмою ICI було випущене блочне завантаження з пластмаси типу «Флокор». Завдяки розвинутій поверхні ці легкі матеріали дозволили утримувати в тілі біофільтра набагато більше біоплівки, ніж у біофільтрах із об'ємним (гравійним, щебеневим тощо) завантаженням, і тим самим збільшити ефективність очистки стічних вод. Висока пористість завантажень із пластмаси дозволила в багатьох випадках відмовитись від штучної вентиляції завантаження. У наш час біофільтри з пластмасовим завантаженням знайшли широке застосування для очистки міських і багатьох категорій промислових стічних вод. Пластмасове завантаження використовують також і при реконструкції біофільтрів із об'ємним завантаженням.

Ще у 1917 р. в Росії був виданий «Привілей на спосіб біологічної очистки води, який відрізняється тим, що в басейн з очищуваною стічною водою повторно занурюються й піднімаються для надання дії повітря залізний каркас із натягнутими проволоками, на які насаджені пластини з корку, вати чи шматків тканини, або тіла з легкого матеріалу» [3]. У залежності від конструкції такі занурювані біофільтри отримали назву дискових чи барабанних. Всебічне дослідження роботи дискових біофільтрів було здійснене тільки в 1954 р. у Штутгартському університеті (ФРН) Хартманом і Пеплом. У 1958 р. фірма «Шулер-Штенгелін» (ФРН) будує перші діючі очисні споруди з дисковими біофільтрами. Але їх широке застосування розпочалося лише після розробки у США нових типів дисків із пластмас.

Наступною фазою у розвитку біофільтрів була розробка в 1975-1985 рр. комбінованих споруд, у яких вкрите біоплівкою завантаження знаходиться в аерованій рідині у псевдозрідженому шарі. У 1976 р. фірма «Дорр-Олівер» (США) купує ліцензію на процес біологічної очистки з псевдозрідженим завантаженням з піску, розроблений фірмою «Еколотрол», що започатковує розвиток так званої «системи Окситрон». У 1981 р. фірма «Саймон Хартлі» (Великобританія) при співпраці з університетом у Манчестері будує перші очисні споруди системи «Каптор» із легшим від води псевдозрідженим завантаженням із полімерів [4].

Паралельно із створенням «краплинних біофільтрів» у кінці дев'ятнадцятого - на початку двадцятого століття здійснювалася розробка такої системи очистки стічних вод, в якій мікроорганізми знаходяться у завислому стані, а не утворюють стаціонарного шару на стінках середовища-носія. Досліди з аерації міських стічних вод, виконані в Англії і США, показали, що для суттєвого зменшення концентрацій органічних речовин і досягнення повної нітрифікації (у той час такий важливий критерій для визначення якості очищених стічних вод, як БПК, ще не існував) необхідно було здійснювати дуже тривалу аерацію стічних вод - впродовж кількох діб чи навіть тижнів. В результаті тривалої аерації у стічних водах утворювалась пластівцеподібна суспензія, яка однак скидалася із очищеними стічними водами.

Вперше термін «активний мул» був введений у 1914 р. У журналі «Society of the Chemical Industry» була опублікована стаття Ардерна та Локкетта, в якій повідомлялося про результати експериментів на підприємствах по обробці стічних вод у Манчестері, і був запропонований новий спосіб очистки, що дозволяв скоротити час, необхідний для обробки стічних вод, до декількох годин. Суть способу полягала в тому, що стічні води змішувалися з мулом, який утворився в результаті попереднього окислення стічних вод. Цей спосіб і отримав назву «процес з активним мулом», а 1914 р. вважається початком ери очистки стічних вод за допомогою активного мулу. Сам термін «активний мул» виник із початкового помилкового припущення, що завислі речовини, які містяться в очищуваних стічних водах, «активуються» чи «оживають». Не зважаючи на цю обставину, термін «активний мул» прижився й широко використовується в технології водоочистки.

Як відомо, мул являє собою популяцію різноманітних бактерій, грибків і інших організмів, додавання якої до стічних вод призводить до швидкого встановлення рівноваги між редуцентами, що сприяють розкладу органічних речовин, в результаті якого утворюються двоокис вуглецю й вода. По суті автори нового способу очистки змінили природний біотичний цикл

Національний університет
таким чином, щоб швидкість споживання поживних речовини (тобто швидкість розкладу органічних речовин) збільшилася на декілька порядків.

Так склалося, що Ардерн і Локкетт не запатентували відкритий ними спосіб біологічної очистки стічних вод активним мулом. У 1914 р. це зробила англійська компанія «Джонс енд Аттвуд лтд» (пізніше «Актівейтед Слейдж лтд»). Її патент передбачав здійснення біологічної очистки у проточному режимі з рециркуляцією затриманого у вторинних відстійниках активного мулу. У США подібний патент у 1915 р. отримав Франк. Не дивлячись на тривалі патентові спори, біологічна очистка стічних вод активним мулом швидко впроваджувалась на міських очисних станціях. Перша очисна станція продуктивністю 360 $м^3$/добу з аеротенками, які працювали в напівпроточному режимі, була збудована у 1914 р. у місті Салфорд в Англії. У США перші біологічні очисні споруди з аеротенками, що працювали у проточному режимі, були збудовані в 1916 р. у Сан Маркосі, штат Техас. Продуктивність цих очисних споруд складала 450 $м^3$/добу. До 1921 р. в Англії було збудовано вже 10 очисних станцій з аеротенками. У США будівництво очисних станцій з аеротенками відбувалося також досить швидко: до 1938 р. було збудовано 203 очисні станції (150 із них були збудовані за ліцензією компанії «Актівейтед Слейдж лтд»). Серед них очисні станції в містах Мілуокі (1925 р.) продуктивністю 168500 $м^3$/добу, Чикаго (1927 р.) продуктивністю 656250 $м^3$/добу, Індіанаполіс (1927 р.) продуктивністю 187500 $м^3$/добу.

Одночасно із впровадженням методу очистки стічних вод активним мулом інтенсивно досліджувався механізм цього процесу. Перша монографія з біологічної очистки стічних вод активним мулом з'явилася вже в 1929 р. У 1928-1930 рр. були опубліковані роботи Зейцера, Брусвелла і Лонга, в яких приводились переконливі докази виключно біологічного механізму процесу очистки стічних вод активним мулом, а сам процес представлявся як безперервна культивація змішаної культури мікроорганізмів у нестерильних умовах. В інших роботах тридцятих-сорокових років розглядались питання визначення необхідної кількості повітря, що подається в аеротенки, порівняння пневматичної і механічної систем аерації, встановлення оптимальної дози активного мулу, вивчення впливу на процес окислення забруднень температури й інших чинників. Важливе значення мали результати досліджень Кесслера, Рохліха і Смарта (1936 р.), які встановили, що найбільша кількість кисню споживається тільки на початковій стадії процесу біологічної очистки, тобто коли в стічних водах ще міститься значна кількість органічних речовин; по мірі збільшення тривалості очистки потреба в кисні швидко зменшується. Це дозволило істотно знизити вартість біологічної очистки в аеротенках за рахунок більш раціональної подачі повітря і більш ефективного його використання [5]. Усі виконані в цей період

Національний університет
наукові дослідження сприяли широкому використанню методу біологічної очистки стічних вод в аеротенках на практиці.

Спочатку Кессенер у 1937 р., а потім Гульд у 1942 р. запропонували подавати стічні води в аеротенк розосереджено по його довжині - так звану «ступінчасту аерацію». У результаті такої подачі стічних вод досягалися покращання умов роботи активного мулу, більш рівномірний розподіл кисню і зменшення ємності аеротенків. У 1943 р. Сеттер у Нью-Йорк Сіті застосував високонавантажувані аеротенки, що дозволило скоротити тривалість аерації до 1,5-2 год і значно зменшити подачу в них повітря. Ємність аеротенків при цьому зменшилася до однієї третини у порівнянні з ємностями, що звичайно вимагалися для більш повного проведення процесу очистки. При цьому досягалася неповна біологічна очистка стічних вод, однак у той час такої недорогої неповної очистки було цілком достатньо.

Використовуючи здатність активного мулу адсорбувати органічні речовини, Ульріх і Сміт (США) у 1951 р. розробили новий метод очистки стічних вод, який у закордонній практиці знайшов назву «біосорбція» чи «контактна стабілізація», а у вітчизняній - «аерація з окремою регенерацією активного мулу». Відповідно до цього методу попередньо освітлені стічні води протягом короткого часу (зазвичай до 1-2 год) контактують із добре аерованим активним мулом, що достатньо для звільнення стічних вод від забруднень. Далі мул відділяють від очищених стічних вод відстоюванням і аерують в іншій ємності, в якій відбувається його активізація й відновлення - так звана «регенерація активного мулу». Такий метод очистки дозволяє зменшити об'єм аеротенків, збільшити надійність їх роботи і набув найбільшого використання на сучасних станціях аерації.

У 1959 р. Пасвером було показано, що для малих очисних споруд не економічно здійснювати аеробну стабілізацію суміші осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу. В результаті ним був запропонований метод очистки стічних вод із аеробною стабілізацією активного мулу, який здійснювався без первинного освітлення стічних вод у так званих окислювальних каналах (у вітчизняній практиці - циркуляційні окислювальні канали).

У наступні двадцять років відбувалася подальша інтенсифікація процесу біологічної очистки стічних вод з активним мулом головним чином у напрямку збільшення ефективності використання енергії для здійснення процесу і ефективності вилучення сполук азоту й фосфору.

Так компанія «Юніон Карбайд» у 1970 р. запропонувала використовувати для аерації замість повітря чистий кисень (процес «Юнокс»), що разом із циркуляційним активним мулом і стічними водами повинен подаватися в повністю закриті аеротенки. Такий процес нині

застосовується не тільки для очистки міських стічних вод, але і для очистки стоків фармацевтичної, паперової, молочної і спиртової промисловості.

Англійською фірмою ICI у 1977 р. запропоновані так звані шахтні аеротенки, в яких підвищена розчинність кисню повітря у воді досягалася за рахунок високого гідростатичного тиску при здійсненні процесу біологічної очистки у глибоких шахтах. Майже за аналогічним принципом працюють і так звані вежні аеротенки (аеротенки великої висоти), запропоновані фірмою «Байєр» (ФРН) у 1985 р.

Нинішній розвиток систем біологічної очистки пов'язаний, головним чином, із збільшенням концентрації активного мулу (біотенки, флототенки, реактори із завислим шаром активного мулу тощо). Розробляються також методи підвищення окислювальної здатності активного мулу шляхом застосування ультразвуку, хімічного мутагенезу, направленої селекції мікроорганізмів.

Література

1. П.Бертокс, Д.Радд. Стратегия защиты окружающей среды от загрязнений. Пер. с англ. - М.: Издательство «Мир», 1980. - 604 с.
2. Н.А.Лукиных. Роль школы С.Н.Строганова в развитии биологической очистки сточных вод в России // Водоснабжение и сан. техника. 1992. № 2. - с. 31-32.
3. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Биологические фильтры. - 2-е изд., перераб и доп. - М.: Стройиздат, 1982. - 120 с.
4. J.Chudoba, M.Dohányos, J.Wanner. Biologické čištení odpadních vod. - SNTL, Praha, 1991. - 465 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 8

БІОЛОГІЧНА ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД У ПРИРОДНИХ УМОВАХ

8.1. Методи очистки стічних вод у грунті

Методи очистки стічних вод у грунті основані на здатності грунту до самоочищення. Самоочищення грунту зумовлюється його поглинальною спроможністю, під якою розуміють спроможність грунту затримувати розчинні, колоїдні і нерозчинні домішки. Внаслідок механічної поглинальної спроможності, яка пов'язана з пористістю грунту, затримуються нерозчинні домішки стічних вод, в тому числі бактерії і яйця гельмінтів. Завдяки хімічній поглинальній спроможності з води вилучаються ті аніони, які утворюють нерозчинні сполуки з катіонами грунту (наприклад фосфати). Біологічна поглинальна спроможність грунту полягає У використанні органічних і мінеральних домішок стічних вод організмами грунту.

Біоценоз грунту являє собою складне угруповання бактерій, грибів, актиноміцетів, водоростей, найпростіших, хробаків і личинок комах. В біологічному відношенні найбільш активним є шар грунту глибиною 20 см. Розгорнута поверхня частинок цього шару грунту площею 1 м^2 складає 2,5 га. Підраховано, що сумарна поверхня мікробних клітин у цьому шарі грунту на полях зрошення приблизно складає 2,4 га [1]. Саме завдяки такій розвиненій активній поверхні механічні, хімічні й біологічні поглинальні процеси в грунті достатньо ефективні.

При фільтруванні стічних вод через шар грунту в ньому розвивається мікробна плівка, біоценоз якої складається з мікроорганізмів стічних вод і мікронаселення грунту, що пристосувалося до специфічних умов, які виникають в грунті при зрошенні його стічними водами. При цьому загальна кількість бактерій збільшується в декілька разів. Вважається, що основну частину бактеріального населення полів зрошення складають природні мешканці грунту, а більшість бактерій, які вносяться в грунт із стічними водами, відмирає під дією різноманітних фізичних, хімічних і біологічних чинників. Про це свідчить співвідношення між коковими і паличкоподібними формами бактерій у зрошуваних грунтах. В стічних водах більшість бактерії складають паличкоподібні форми, в культурних грунтах і грунтах полів зрошення переважають коки. Сумарна сира маса живих безхребетних у грунті може досягати 125-150 т/га, суха маса мікроорганізмів у орному шарі - 0,1-0,9 т/га [2].

Підраховано, що з моменту надходження на поля до моменту виходу в дренаж кожна порція стічних вод має контакт з грунтом протягом приблизно не менше 6-12 діб. Цим, а також розвиненою активною поверхнею грунту і

великою масою вміщених у ньому мікроорганізмів пояснюється високий ефект очистки стічних вод, що досягається на полях зрошення і полях фільтрації.

Різні види забруднень стічних вод проникають у шар грунту на різну глибину. Бактерії, віруси, яйця гельмінтів затримуються у самому верхньому шарі. Дещо глибше проникають органічні речовини і амонійний азот, ще глибше - хлориди і нітрати. Встановлено, що поверхнево-активні речовини слабко поглинаються грунтом і тому здатні проникати у дуже глибокі шари, потрапляючи в грунтові води. Крім того, знижуючи поверхневий натяг, ПАР зменшують можливість концентрації речовин на поверхні частинок грунту, іншими словами, знижують його поглинальну спроможність. В присутності ПАР бактерії, віруси і яйця гельмінтів мають можливість проникати в більш глибокі шари грунту.

Найважливішим чинником, що зумовлює швидке окислення домішок стічних вод, є кисень. Хороша аерація досягається тільки у верхньому шарі грунту глибиною 20-30 см, тому саме тут спостерігається найбільш інтенсивна мінералізація органічних речовин. Поряд із гетеротрофними бактеріями в окисленні органічних речовин приймають активну участь і гриби. Фотосинтетична активність водоростей, що розвиваються в самому верхньому шарі грунту, сприяє його аерації. В добре аерованому верхньому шарі грунту інтенсивно йдуть процеси нітрифікації. Твердий субстрат, яким є грунт, його особливі фізико-хімічні умови знижують шкідливий вплив амонійного азоту на Nitrobacter і органічних речовин на Nitrosomonas, створюючи можливість симбіотичної життєдіяльності гетеротрофних і нітрифікуючих бактерій. Нітрат-іон, що має велику рухливість, вільно проникає вглиб грунту, забезпечуючи можливість окислення залишкових концентрацій органічних речовин в результаті процесу денітрифікації.

Органічні речовини в грунті мінералізуються організмами трьох трофічних рівнів: перший складають бактерії і гриби, другий - найпростіші, третій - хробаки і личинки комах. Важлива функція багатоклітинних організмів грунту полягає в розкладі деяких стійких органічних сполук, таких як целюлоза і хітин. Багатоклітинні організми також інтенсифікують бактеріальне окислення, тому що розпушують грунт, сприяючи його аерації.

Стічні води, очищені на полях зрошення або полях фільтрації, при дотриманні допустимих гідравлічних навантажень практично повністю звільняються від патогенних бактерій і яєць гельмінтів. Однак санітарний стан грунту серйозно погіршується. Неспороносні патогенні бактерії зберігаються в грунті порівняно недовго, але спори ряду хвороботворних бактерій і яйця гельмінтів не втрачають життєздатності роками. З цих причин на полях зрошення рекомендується вирощувати культури, що не вживаються в їжу у сирому вигляді, головним чином трав’яні.

Національний університет

Ступінь очистки стічних вод на полях зрошення і полях фільтрації значно знижується в зимовий період в силу уповільнення і навіть припинення біологічних процесів при низьких температурах. У цей період поля всіх видів працюють здебільшого як накопичувачі стічних вод шляхом поверхневого наморожування.

Методи біологічної очистки стічних вод на полях зрошення і полях фільтрації за інтенсивністю біохімічних процесів значно поступаються аеротенкам і біофільтрам, але за якістю очищеної води вони порівнянні, а в деяких випадках забезпечують більш ефективну очистку, ніж у штучно створених умовах, особливо від біогенних елементів (табл. 8.1). Недоліком природних методів очистки є велика площа земельних ділянок, необхідних для влаштування полів, а також сезонність їх роботи.

Таблиця 8.1

Ефективність очистки господарсько-побутових стічних вод в природних і штучних умовах [1]

Метод біологічної очистки	Ступінь очистки, %				
	$БПК_5$	азот	фосфор	калій	бактерії
Штучний	85,7	37,5	29,3	18,0	88,8
У грунті	94,3	81,6	96,6	76,3	97,1
Збільшення ступеня очистки у природних умовах у порівнянні із штучними, разів	1,1	2,2	3,3	4,3	1,1

Національний університет водного господарства та природокористування

Окислювальна потужність грунту ще недостатньо вивчена і не може бути використана при розрахунку полів зрошення чи полів фільтрації. Ця невизначеність особливо помітна для стічних вод, що містять різноманітні виробничі домішки, присутність яких в останні роки спостерігається в стоках навіть невеликих населених пунктів через постійно зростаючу урбанізацію сільськогосподарських зон.

Слід відмітити, що в промислово розвинених країнах практично повністю відмовились від очистки стічних вод на полях зрошення і полях фільтрації, що зумовлено, крім вказаних вище, наступними причинами: поступовим накопичуванням у грунтах біологічно неокислюваних забруднень; надходженням в грунти із стічними водами речовин, які згубно впливають на флору й фауну грунтів; високою вартістю, труднощами у придбанні для очистки земель навколо населених пунктів і різким підвищенням енергетичних витрат при віддаленні таких споруд від населених пунктів; санітарною неблагонадійністю як самих цих споруд, так і вирощуваної на них сільськогосподарської продукції; практично повною відсутністю технологічного контролю і управління при очистці стічних вод у грунті; налагодженим серійним випуском малих очисних установок будь-якої продуктивності для очистки стічних вод у

штучно створених умовах; типізацією будівництва великих очисних споруд з використанням інтенсивних методів очистки і знезаражування стічних вод.

8.1.1. Поля фільтрації

Поля фільтрації - це спланованні горизонтально або з незначним похилом ділянки землі, поділені на карти земляними огороджувальними валиками. Стічні води розподіляються по картах за допомогою зрошувальної мережі; очищена вода, що профільтрувалася через шар грунту, відводиться за допомогою осушувальної мережі (дренажу).

При влаштуванні полів фільтрації вибирають відкриті, не затоплювані весняними водами ділянки із спокійним рельєфом місцевості й природним похилом не більше 0,02. Поля фільтрації краще влаштовувати на піщаних і супіщаних грунтах, однак їх можна влаштовувати також і на суглинистих і чорноземних грунтах, зменшуючи при цьому навантаження на них стічних вод. Важкі суглинки і глини не придатні для влаштування полів, бо вони заболочуються. Торф'яні грунти потребують попереднього осушення. Поля не влаштовують на землях, розташованих близько від місць виклинювання водоносних горизонтів.

Поля фільтрації рекомендується розміщувати нижче за течією грунтових вод від водозабірних споруд: на відстані не менше 200 м - для легких суглинків, 300 м - для супісків і 500 м - для пісків. По відношенню до населених пунктів поля рекомендується розміщувати з підвітряної сторони з розривами, розмір яких залежить від типу полів і об'єму стічних вод. Для полів фільтрації розриви (захисні зони) встановлені в залежності від витрати стічних вод: до 5000 $м^3$/добу - 300 м, 5000-50000 $м^3$/добу - 500 м, більше 50000 $м^3$/добу - 1000 м. По контуру полів фільтрації звичайно висаджують вербу й інші вологолюбиві дерева. Ширину смуги насаджень приймають рівною 10-20 м в залежності від віддалення полів від населених пунктів.

Огороджувальні валики карт влаштовуються висотою до 1 м з укосом стінок 1:1,5 в супісках і легких суглинках і 1:2 - у пісках. При цьому різниця відміток сусідніх карт біля розділюючого валика не повинна перевищувати 0,8-1,0 м для запобігання просочуванню води з верхньої карти у нижню і сповзання укосів.

При влаштуванні полів фільтрації звичайно передбачають постійну і тимчасову зрошувальні мережі. Постійна зрошувальна мережа складається з магістрального каналу, групових розподільчих каналів і картових зрошувачів, які обслуговують окремі карти. Стічні води надходять із картових зрошувачів на поля через випуски, що влаштовуються через 30-50 м. При влаштуванні каналів на валиках ширину валика із сторони випусків на карту приймають 0,8 м, а з протилежної сторони - не менше 0,5 м. При відсутності на валиках

Національний університет
природокористування

каналів їх ширину для можливості проходу по них призначають не менше 0,7 м (рис. 8.1).

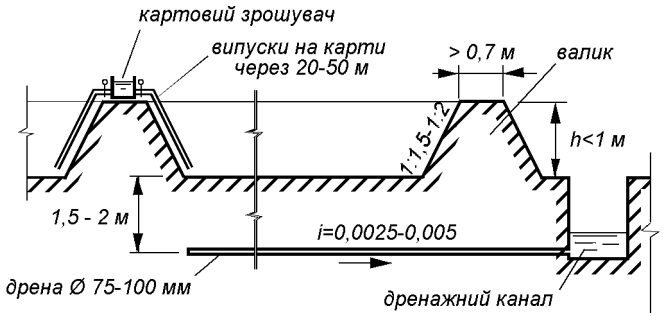


Рис. 8.1. Схема влаштування полів фільтрації

Канали зрошувальної системи влаштовуються з похилом до карт полів фільтрації для забезпечення можливості самопливного надходження стічних вод. Похил складає: 0,001-0,002 - для картових зрошувачів і 0,001-0,005 - для інших каналів. Магістральні і розподільчі канали можуть влаштовуватись у землі без облицювання чи з облицюванням залізобетонними плитами чи дерном. Картові зрошувачі влаштовують у вигляді лотків із залізобетону чи дерева поперечним перетином не менше 200х200 мм. В районах із суворими зимами зрошувальна система влаштовується із неметалевих труб, які вкладаються в товщу огороджувальних валиків.

Перед пуском полів фільтрації з їх робочої поверхні видаляється рослинність, поверхня зорюється і боронується для створення шару добре структурованого грунту. Після цього на поверхні карт нарізається тимчасова зрошувальна мережа у вигляді борозен чи чеків (рис. 8.2).

На поля фільтрації подаються стічні води, що пройшли очистку на решітках, у піскоуловлювачах і первинних відстійниках (тривалість відстоювання не менше 30 хв). При відстоюванні із стічних вод в осад видаляється до 50-80 % яєць гельмінтів, що знижує забруднення ними грунту в 7-10 разів. Дуже важливим є затримання у первинних відстійниках також жирів і нафтопродуктів. Не бажаним є надходження на поля фільтрації у великих кількостях миючих засобів.

Випуск стічних вод на поля фільтрації здійснюють періодично після того, як профільтрується вся вода і зневодниться верхній шар грунту товщиною до 1,5 м, що забезпечує проникнення у пори грунту атмосферного повітря. Звичайно, наступний напуск здійснюється не раніше, ніж через 2-10 діб.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

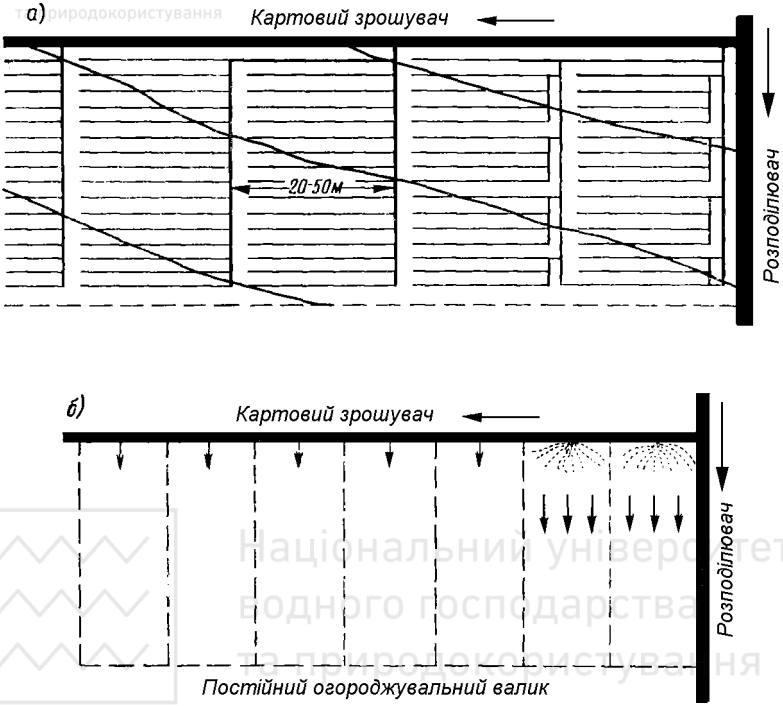


Рис. 8.2. Зрошування карт:
а) - по борознах; б) - затопленням

Збір і відведення очищеної води, що профільтрувалася через шар грунту, здійснюється за допомогою дренажу, який для добре фільтруючих грунтів (пісок, супісок) влаштовується відкритим у вигляді дренажних каналів по периметру карт, а для погано фільтруючих грунтів (суглинок) влаштовується закритим і складається з дренажних труб, вкладених по карті на глибині 1,5-2 м, і дренажних каналів. Влаштування відкритого чи закритого дренажу на полях фільтрації є обов'язковим при заляганні грунтових вод на глибині, меншій 1,5 м від поверхні карт, незалежно від характеру грунту. Дренажна система є важливим складником полів фільтрації, бо дозволяє своєчасно відводити надлишкову вологу грунту і сприяє проникненню повітря в активний шар, без чого не може відбуватись аеробний окислювальний процес.

Дренажні канали прямокутного або трапецієподібного поперечного перетину виконують з цегли, бутового каменю, залізобетону, бетону або роблять земляними. Відстань між дренами залежить від ступеня водопроникності

Національний університет
грунту, глибини осушуваного шару, глибини закладання дрен, кількості води, що відводиться, тощо. Для попередніх розрахунків відстань між дренами у пісках приймають 16-25 м, у супісках - 12-15 м і у легких суглинках - 8-10 м. Дрени влаштовують здебільшого з неглазурованих гончарних труб діаметром 75-100 мм. Їх вкладають перпендикулярно до напрямку потоку грунтових вод з ухилом 0,0025-0,002. Між трубами залишають зазори по 4-5 мм. Під стиками вкладають глиняну подушку, згори стики перекривають толем або повстю.

Побутові стічні води, очищені на полях фільтрації, мають $БПК_{повн}$ 10-15 мг/л, стабільність 99% (тобто практично не загнивають), містять до 25 мг/л нітратів. Кількість бактерій в процесі очистки в грунті зменшується на 99-99,9% у порівнянні з їх вмістом в неочищеній воді. Спеціальне знезаражування очищених стічних вод не вимагається.

В зимовий період навіть при мінусових температурах відбувається підлідна фільтрація стічних вод. При промерзанні грунту при температурах зовнішнього повітря менше -10 °С відбувається зимове наморожування стічних вод. При цьому шар наморожених стічних вод приймається на 10 см меншим від висоти огороджувального валика. Після танення стічних вод талі води фільтруються через грунт.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

8.1.2. Поля зрошення

Полями зрошення називаються спеціально підготовлені і спланованні земельні ділянки, призначені для очистки стічних вод і вирощування на них сільськогосподарських культур. При влаштуванні полів зрошення переслідують дві мети: санітарну - очистка стічних вод, і сільськогосподарську - використання стічних вод як джерела вологи і речовин, що містяться в ній, як добрива.

Використання стічних вод для зрошення, відоме з давніх часів. Особливо широке застосування воно отримало із середини дев'ятнадцятого сторіччя, коли з розвитком промисловості і зростанням міст збільшився об'єм стічних вод, що підлягають видаленню з їх території.

У Росії перші поля зрошення були влаштовані в Одесі (1887 р.), після цього у Києві (1894 р.) і, нарешті, в Москві (1898 р.). Однак в подальшому при збільшенні обсягу стічних вод поля зрошення були переведені на режим полів фільтрації, а надалі для більшої частини стоків замінені спорудами штучної біологічної очистки.

Станом на 1989 рік в Україні стічними водами зрошувалось біля 100 тис. га, що давало можливість припинити скидання у водойми 110-120 млн.$м^3$/рік стічних вод, з яких 70 % складали очищені міські стічні води, 20% - тваринницькі стоки, 10 % - шахтні і стічні води інших промислових підприємств. Найбільшими зрошувальними системами з використанням стічних вод

Національний університет водного господарства та природокористування

на той час були Бортницька в Київській області (23,3 тис. га), Безлюдівська в Харківській (3,9 тис. га), Красінська, Каменська, Баглійська й ін. у Дніпропетровській, Жданівська й ін. у Донецькій (11,4 тис. га), Шкодогірська в Одеській області (1,6 тис. га) [3].

Таблиця 8.2

Вимоги до хімічного складу стічних вод (мг/л) при використанні їх для зрошення сільськогосподарських культур [3]

Показник	Грунти			
	дерново-підзолисті	сірі лісні	чорноземи	каштанові
pH	6,5-8,5	6,0-8,5	6,0-8,0	6,0-7,5
Сухий залишок	4000	3500	3000	2500
Прожарений залишок	3000	2500	2000	1750
Na^+	400	300	250	200
K^+	200	150	100	100
Ca^{2+}	800	600	450	600
Mg^{2+}	250	200	200	150
Cl^-	400	350	300	250
SO_4^{2-}	550	450	400	300
HCO^{3-}	2500	2000	1700	1500
N (загальний)	250	200	150	150
P_2O_5	100	75	75	75
$БПК_5$	2000	1700	1500	1400
ХПК	4000	3500	3000	2500
Завислі речовини	3000	3000	3000	3000

Національний університет водного господарства та природокористування

Придатність стічних вод для зрошення оцінюється комплексом показників: мінералізація не вище 2 г/л, нейтральна реакція, наявність елементів живлення (азот, фосфор, калій), відсутність токсичних речовин тощо. У відповідності до особливостей окремих грунтів визначені вимоги до хімічного складу стічних вод, що використовуються для зрошення (табл. 8.2). Невідповідність якості стічних вод для зрошення нормованим показникам може бути усунена шляхом попередньої підготовки води. В останні роки вимоги гігієністів до якості води, що використовується для зрошення, значно підвищилися, і у ряді випадків для зрошення дозволяється використовувати стічну воду тільки після її біологічної очистки. У цьому випадку поля зрошення виконують функцію споруд для доочистки стічних вод.

Концентрація біогенних елементів (азоту, фосфору і калію) в побутових стічних водах залежить від норми водовідведення. В середньому в них міститься 15-60 мг/л азоту, 3-12 мг/л фосфору, 6-25 мг/л калію. Біогенні елементи знаходяться головним чином в розчиненому стані: 85% від загальної кількості азоту, 60 % фосфору і 95 % калію. Співвідношення між азотом, фосфором і калієм, що містяться в стічних водах, складає 5:1:2, тоді як у гної це

співвідношення складає 2:1:2. Таким чином, побутові стічні води є добривом з дещо підвищеним вмістом азоту, який сприятливий для розвитку рослин.

Для зрошення можуть бути використані також виробничі стічні води, якщо вони не містять отруйних речовин в кількостях, шкідливо впливаючих на ріст рослин. Загальний вміст солей не повинен перевищувати 3-4 г/л, в тому числі біогенних - 1-1,5 г/л. При більшому вмісті солей в стічних водах вимагається їх спеціальна підготовка (розбавлення, нейтралізація тощо).

Розрізняють два види полів зрошення:

1. **Комунальні поля зрошення**, головним завданням яких є очистка стічних вод, а використання для сільськогосподарських цілей відіграє допоміжну роль. Експлуатація полів цього типу знаходиться у віданні комунальних органів. За конструкцією вони аналогічні полям фільтрації. Основна відмінність комунальних полів зрошення від полів фільтрації, крім вирощування на них сільськогосподарських культур, полягає у менших навантаженнях, що складають 10-90 $м^3/(м^2.добу)$. Однак ці навантаження є максимально допустимими за умовами вирощування сільськогосподарських культур (табл. 8.3). При комунальних полях зрошення влаштовуються поля фільтрації, які приймають стічні води у періоди посівної, збирання врожаю й сильних дощів. На цих же полях фільтрації здійснюється також зимове наморожування стічних вод.

2. **Сільськогосподарські поля зрошення**, на яких використання стічних вод для сільського господарства і їх очистка являють єдине ціле. Поля цього типу влаштовують на сільськогосподарських землях без вилучення їх у землекористувачів і залишають у віданні останніх. Стічні води подаються на поля незалежно від пори року і метеорологічних умов.

При влаштуванні і експлуатації полів зрошення будь-якого типу повинні дотримуватися певні санітарні вимоги. Зокрема, забороняється зрошувати неочищеними стічними водами поля при вирощуванні на них овочів, що вживаються в їжу в сирому вигляді.

Сільськогосподарські поля зрошення влаштовують у різноманітних кліматичних районах, за винятком північних, на грунтах, придатних для землеробства. Природний похил земельних ділянок не повинен перевищувати 0,03 (найбільш прийнятний похил 0,005-0,015), що у більшості випадків дозволяє відмовитись від попереднього горизонтального планування зрошуваних ділянок (можна обмежитися тільки вирівнюванням мікрорельєфу). У порівнянні з полями фільтрації санітарно-захисні зони полів зрошування зменшуються на 100 м.

При використанні на полях зрошення міських стічних вод вони спочатку подаються на очисну станцію, де піддаються механічній очистці на решітках, у піскоуловлювачах і первинних відстійниках. У нічний час вода надходить в регулюючі ємності. Після відстійників стічна вода самопливом чи за

Національний університет
водного господарства та природокористування
допомогою насосів подається у найвищі точки, звідки самопливом розподіляється по полях.

Таблиця 8.3

Норми навантажень освітлених побутових стічних вод на комунальні поля зрошення для районів із середньорічною висотою шару атмосферних опадів 300-500 мм

Середньорічна температура повітря, °С	Сільськогосподарські культури	Навантаження на поля зрошення, $м^3$/(га.добу), в залежності від грунту			
		пісна глина	суглинок	супісок	пісок
До 3,5	Городні	20	30	40	60
	Польові	10	15	20	30
3,5-6	Городні	25	35	50	75
	Польові	15	20	25	40
6,1-9,5	Городні	35	45	60	80
	Польові	20	25	30	40
9,6-11	Городні	50	60	70	85
	Польові	25	30	35	40
11,1-15	Городні	60	70	80	90
	Польові	30	35	40	45

Примітка. Для районів із середньорічною кількістю атмосферних опадів 500-700 мм норми навантаження на поля зрошування слід зменшувати на 10-15%, а для районів із середньорічною висотою шару атмосферних опадів більше 700 мм - на 15-25%, при цьому більший відсоток приймають на суглинистих грунтах, а менший - на піщаних.

На територію полів вода подається по зрошувальній мережі, яка поділяється: 1) на постійну, що складається з постійних магістральних і розподільчих трубопроводів, якими стічна вода підводиться до полів; 2) на тимчасову, що складається із переносних трубопроводів, тимчасових зрошувачів, улоговин і водовідвідної борозни; 3) на поливну, що складається з борозни, полос і підгрунтових зволожувачів (рис. 8.3).

Зрошувальну мережу проектують з керамічних або азбестоцементних труб діаметром 75-100 мм. Дозволяється застосування зрошувальних лотків з цегли, бетону й інших матеріалів. Вкладають зрошувальні труби в піщаних ґрунтах з похилом 0,001-0,003, а в супіщаних - горизонтально. Відстань між паралельними зрошувальними трубами у пісках 1,5-2,0 м, у супісках - 2,5 м. Керамічні труби прокладають із зазорами 15-20 мм; стики труб згори перекривають толем або повстю. В азбестоцементних трубах зрошувальних мереж знизу роблять прорізи на половину діаметру шириною 15 мм. Відстань між прорізами повинна бути не більшою 2 м. Для притоку повітря на кінцях зрошувальних труб встановлюють стояки діаметром 100 мм на висоту 0,5 м над поверхнею землі. Трубопроводи постійної зрошувальної мережі вкладають з

Національний університет
водного господарства
та природокористування

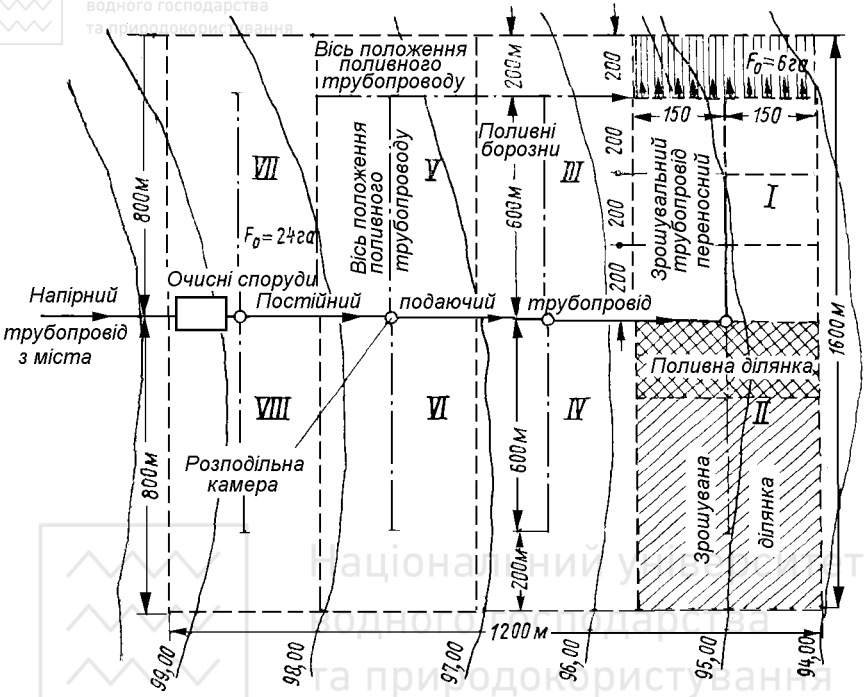


Рис. 8.3. Схема полів зрошення

урахуванням промерзання грунту на орних землях на глибину 0,7-1,2 м, а під дорогами - нижче глибини промерзання грунту на 0,1 м до верха труби.

При визначенні необхідної площі полів зрошення необхідно розрізняти наступні види норм навантажень, $м^3$/га: 1) середньодобова норма - об'єм стічних вод, який припадає на 1 га зрошуваної площі полів в середньому за 1 добу протягом певного періоду; звичайно прийнято вказувати середньодобову норму за рік; 2) зрошувальна норма - об'єм води, необхідний для вирощування даної культури за весь вегетаційний період; 3) поливна норма - об'єм води, що подається за один полив; 4) удобрювальна норма - об'єм води, необхідний для культури, що вирощується, виходячи з удобрювальних властивостей стічної води; 5) норма зимового зрошення.

Зрошувально-удобрювальні норми зрошення стічними водами на сільськогосподарських полях зрошення встановлюють в залежності від складу культур і насаджень, їх потреби в поживних речовинах і воді, санітарно-гігієнічних вимог, пов'язаних із знешкодженням стічних вод, кліматичних

умов. Звичайно розрахункова витрата води на полях зрошення складає 5-20 $м^3$/добу на 1 га чи 1800-7300 $м^3$/рік.

Контроль впливу зрошення стічними водами на родючість і стан ґрунтів здійснюється шляхом відбирання і аналізу проб ґрунту. Зразки ґрунту відбирають буром щорічно в кінці всіх поливів для визначення змін агрохімічних показників, ступеня засолення і солонцюватості. Для контролю впливу зрошування стічними водами на підземні води відбирання проб здійснюють з мережі спостережних свердловин, розміщених на ділянках зрошування і поза ними. Відбирають проби із свердловин на початку танення снігу, під час інтенсивних поливів, через 10 днів після поливу, восени в період затяжних дощів. Щоб встановити вплив зрошення стічними водами на забруднення поверхневих вод, проби відбирають у створах, розміщених вище зрошуваного масиву на 0,2 км і нижче на 1 км. Відбирання проб поверхневих вод здійснюють весною - 1 раз, влітку - 2 рази, восени - 1 раз.

8.1.3. Очистка у ґрунті стічних вод від малих об'єктів

Для очистки стічних вод малих населених пунктів і окремо розміщених об'єктів широко застосовуються такі споруди, як поля підземної фільтрації, фільтруючі канави, піщано-гравійні фільтри і фільтруючі колодязі.

Поля підземної фільтрації влаштовуються на піщаних чи супіщаних ґрунтах і являють собою систему зрошувальних труб, які вкладаються на глибину 0,5-1,8 м. Оскільки очищені стічні води при цьому фільтруються у ґрунт, то для запобігання забрудненню ґрунтових вод відстань від їх максимального рівня до зрошувальних труб не повинна бути меншою 1 м (рис. 8.4). На поля підземної фільтрації звичайно подаються стічні води, які пройшли попереднє освітлення в септиках.

Зрошувальна мережа полів підземної фільтрації влаштовується з керамічних, азбестоцементних чи пластмасових труб діаметром 75-150 мм. Керамічні труби вкладаються із зазорами 15-20 мм, які перекриваються зверху руберойдом, толем чи промасленим папером. Азбестоцементні й пластмасові труби вкладаються з пропилами шириною 15 мм на половину діаметра труби, які робляться через 200 мм. Зрошувальні труби рекомендується вкладати на шар підсипки товщиною 20-50 см із гравію, дрібного котельного шлаку, що добре спікся, щебеню чи крупнозернистого піску. Навантаження на 1 м довжини труб складає у піщаних ґрунтах 16-30 л/добу, а у супіщаних - 8-16 л/добу [4].

Довжина окремих зрошувачів не повинна перевищувати 20 м. У піщаних ґрунтах зрошувачі вкладаються з похилом 0,001-0,003 у сторону течії, в супіщаних - горизонтально, без похилу. Відстань між паралельними зрошувачами приймається рівною 1,5-2 м - у піщаних ґрунтах і 2,5 м - у супіщаних

грунтах. У кінці зрошувальних труб необхідно влаштувати чи індивідуальний вентиляційний стояк, чи передбачити загальний вентиляційний колектор з одним стояком. Висота вентиляційного стояка повинна бути не менше 0,5 м над рівнем землі.

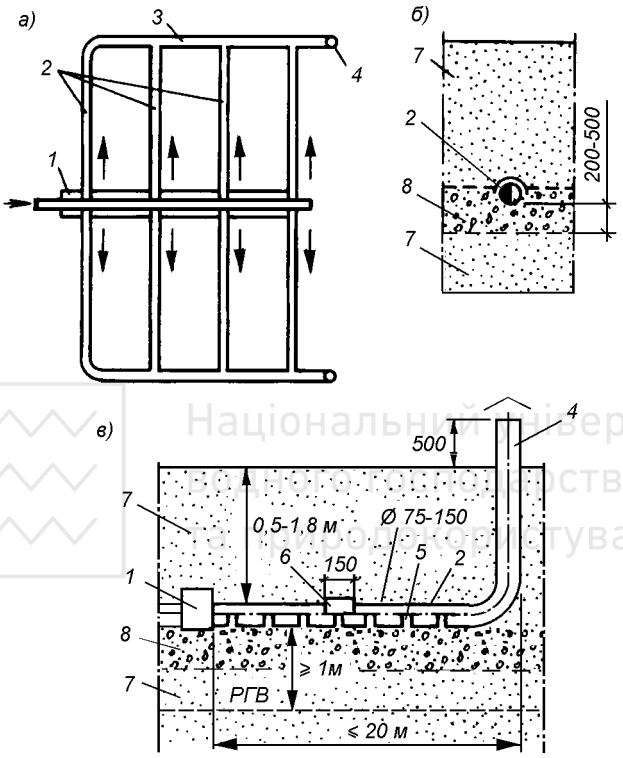


Рис. 8.4. Поля підземної фільтрації:
а) - план; б) - поперечний розріз; в) - повздовжний розріз; 1 - розподільний лоток зрошувальних труб; 2 - зрошувальні труби; 3 - вентиляційний колектор; 4 - вентиляційний стояк; 5 - пропили у зрошувальній трубі; 6 - руберойд, толь чи промаслений папір; 7 - засипка місцевим грунтом; 8 - засипка щебенем, шлаком чи крупним піском

Поля підземної фільтрації влаштовуються не ближче ніж на 50 м від водозаборів підземних вод вниз за їх течією.

Фільтруючі канави влаштовуються на слабкофільтруючих грунтах (суглинки, глини) і являють собою штучні заглиблення (канави), в які вкладається один зрошувальний і один дренажний трубопровід (рис. 8.5). Звичайно фільтруючі канави розміщують біля ярів, балок, боліт чи водойм, в які само-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

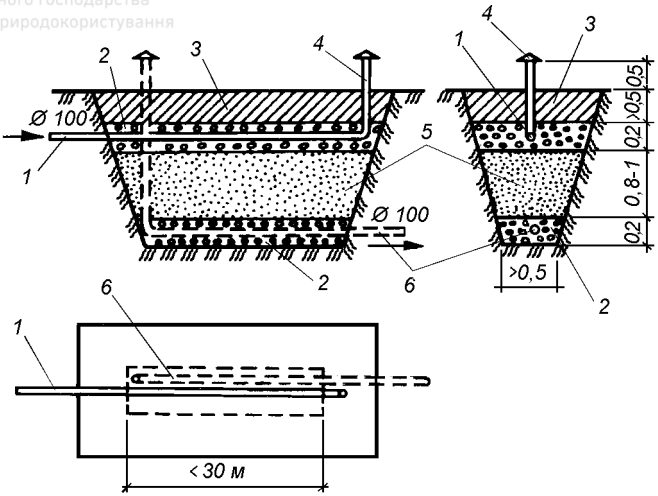


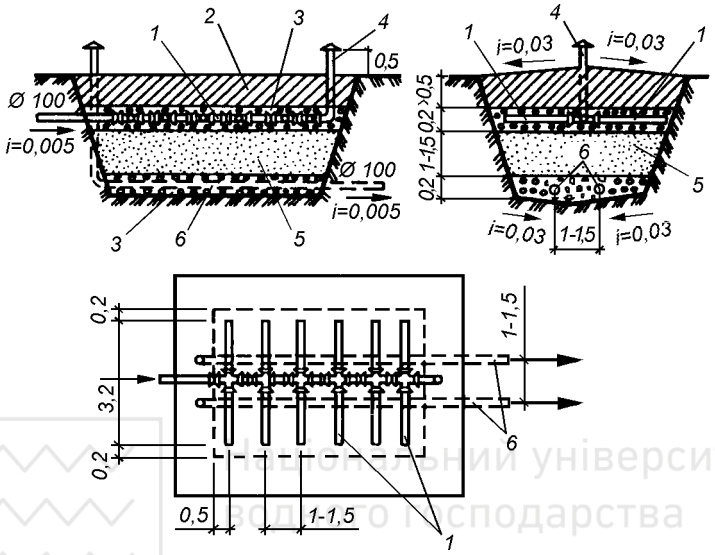
Рис. 8.5. Фільтруюча канава:
1 - зрошувальний трубопровід; 2 - гравій, щебінь чи шлак крупністю 5-30 мм; 3 - засипка із грунту з глиняним екраном; 4 - вентиляційний стояк; 5 - фільтруючий шар із крупнозернистого піску; 6 - дренажний трубопровід

пливом надходять очищувані стічні води. Довжина фільтруючої канави визначається розрахунком, але вона не повинна перевищувати 30 м, ширина канави у нижній частині не повинна бути меншою 0,5 м. Заглиблення зрошувача не повинно бути меншим 0,5 м. Зрошувальний і дренажний трубопроводи вкладаються у шарах гравію, щебеню чи шлаку крупністю 5-30 мм, між якими розміщується основний фільтруючий шар із крупнозернистого піску висотою 0,8-1 м. Похил зрошувальних і дренажних труб у канавах - не менше 0,005, а їх конструкція аналогічна до зрошувачів полів фільтрації.

При необхідності можна влаштовувати декілька фільтруючих канав, відстань між осями яких приймається рівною біля 3 м. Навантаження на 1 м фільтруючої траншеї складає 50-70 л/добу стічних вод [4].

Піщано-гравійні фільтри конструктивно подібні до фільтруючих канав, однак зрошувальні і дренажні трубопроводи розміщуються в одному котловані паралельними лініями на відстані 1-1,5 м, а товщина фільтруючого шару із крупнозернистого піску збільшується до 1-1,5 м (рис. 8.6). Так само, як і фільтруючі канави, піщано-гравійні фільтри використовуються для очистки стічних вод з добовою витратою до 15 $м^3$/добу. Однак на відмінність від фільтруючих канав, піщано-гравійні фільтри можуть влаштовуватись в один чи два ступені. При двоступінчастій схемі в якості фільтруючого шару на

Національний університет
першому ступені використовується гравій, щебінь чи котельний шлак, а на другому - крупнозернистий пісок.



Національний університет водного господарства та природокористування

Рис. 8.6. Піщано-гравійний фільтр:
1 - зрошувальні трубопроводи; 2 - гравій, щебінь чи шлак крупністю 5-30 мм; 3 - засипка із грунту з глиняним екраном; 4 - вентиляційні стояки; 5 - фільтруючий шар із крупнозернистого піску; 6 - дренажні трубопроводи

Фільтруючі колодязі, як правило, використовують для очистки стічних вод, освітлених у септику. Витрата стічних вод при цьому не повинна перевищувати 1 м^3/добу. Їх будують тільки у піщаних чи супіщаних грунтах із цегли, бутового каменю, збірного чи монолітного залізобетону, а найчастіше - із залізобетонних кілець діаметром 1,5-2 м. Глибина фільтруючих колодязів - до 2 м. У стінках залізобетонних кілець влаштовуються отвори діаметром 20-30 мм, дно і стінки фільтра обсипають щебенем крупністю 40-60 мм. В середині колодязя засипають такий самий щебінь висотою до 1 м. Відстань від низу засипки до максимального рівня грунтових вод не повинна бути меншою 1 м.

Загальний вигляд фільтруючого колодязя наведений на рис. 8.7.

Національний університет
та природокористування

8.2. Очистка стічних вод у біологічних ставках

Біологічні ставки - це штучно створені споруди (а іноді природні водойми), в яких відбувається біологічна очистка стічних вод, що грунтується на процесах природного самоочищення водойм. У наш час біологічні ставки застосовують здебільшого для доочистки стічних вод, які пройшли біологічну очистку. Однак вони також можуть використовуватись і безпосередньо для очистки стічних вод на невеликих очисних станціях переважно у сільській місцевості.

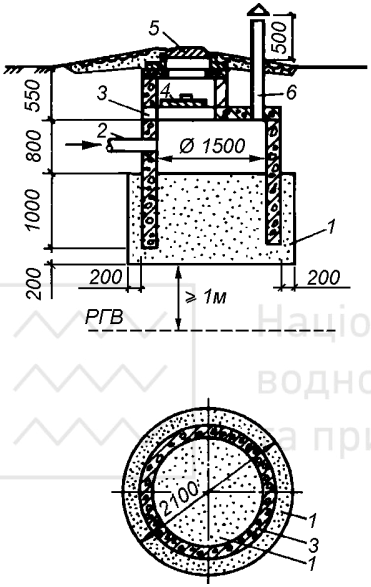


Рис. 8.7. Фільтруючий колодязь:
1 - фільтруюче завантаження; 2 - подача стічних вод; 3 - залізобетонні кільця; 4 - дерев'яна кришка; 5 - чавунна кришка люка; 6 - вентиляційний стояк

Біологічні ставки будують на нефільтруючих чи слабко фільтруючих грунтах. При будівництві біоставків на фільтруючих грунтах влаштовуються спеціальні протифільтраційні екрани. Біологічні ставки влаштовують у вигляді виїмок, звичайно їх огороджують земляними валиками чи дамбами із внутрішнім облицюванням із залізобетонних плит, покриттям із полімерних плівок тощо.

Біоставки по відношенню до населених пунктів розміщують з підвітряної сторони пануючих у теплий період року вітрів. Напрям руху води у ставках при цьому повинен бути перпендикулярним до напрямку вітрів.

Розрізняють біоставки з природною і штучною аерацією.

Біоставки з природною аерацією влаштовують при $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод до 200 мг/л. Вони експлуатуються цілий рік у IV кліматичному районі, в II і III кліматичних районах - тільки в теплий сезон, а в холодний сезон - за умови, що вода в біоставках має температуру не нижче 8 °С. Глибина біоставків з природною аерацією складає 0,5-1 м. Невелика глибина ставка забезпечує добре прогрівання, освітленість і аерацію води.

Для інтенсифікації процесу очистки стічних вод в аеровані біоставки штучним шляхом подається повітря. Це дає можливість очищувати в них стічні води з $БПК_{повн}$ до 500 мг/л, збільшити глибину до 5 м, знизити час обробки води в біоставках у 3-5 разів у порівнянні з біоставками з природною аерацією. Такі біоставки займають значно меншу площу і менше залежать від кліматичних умов, вони можуть працювати і при температурі повітря від -15 до -20 °С, а в окремі дні і до -45 °С. Аерація біоставків здійснюється за допомогою механічних, пневматичних чи пневмомеханічних аераторів.

Для пневматичної аерації біологічних ставків використовують перфоровані поліетиленові труби. Їх монтують на підставках на відстані 20-30 см від дна перпендикулярно потоку рідини. Парні отвори діаметром 2,5-3 мм розміщуються в горизонтальній площині на відстані 30 см. Механічні аератори влаштовуються на понтонах, для запобігання розмиванню дна під ними влаштовується майданчик із залізобетонних плит.

Біоставки проектують не менш ніж із двох паралельних секцій, кожна з яких включає 2-5 послідовних ступенів з можливістю відключення будь-якого ставка для очистки чи профілактичного ремонту. Бажано, щоб кожен ступінь біоставка з природною аерацією працював як реактор-витиснювач, що забезпечується при відношенні довжини секції до її ширини не менш ніж 20:1. Якщо у конкретних умовах виконання цього співвідношення неможливе, то на кожному ступені біоставка повне використання його об'єму повинно забезпечуватись конструкцією впускних і випускних пристроїв. В біоставках з штучною аерацією відношення довжин сторін може бути будь-яким. При цьому аератори повинні забезпечувати рух води у будь-якій точці біоставка із швидкістю не меншою 0,05 м/с.

Біоценоз біоставка формується в залежності від навантаження за органічними речовинами (БПК) на одиницю його площі, кисневих умов і складу очищуваних стічних вод. Основу біоценозу біоставків складають бактерії, однак в останніх ступенях біоставків участь в процесах очистки приймають водорості, а в окремих випадках - і вища водна рослинність. За нормальної експлуатації крім повної біологічної очистки біоставки забезпечують також і високий ефект бактеріального самоочищення. Так, кількість кишкової палички у ставках зменшується на 95,9-99,9 %, а вміст яєць гельмінтів в очищених стічних водах зовсім малий.

Перед біоставками слід передбачати механічну очистку стічних вод на решітках, у піскоуловлювачах і відстійниках. При концентрації завислих речовин у стічних водах до 250 мг/л тривалість відстоювання можна приймати рівною 0,5 год, при концентрації 250-500 мг/л - 1 год. В деяких випадках відстоювання стічних вод здійснюють у біоставку першого ступеня, однак такий технологічний прийом не можна вважати доцільним через труднощі з видаленням осаду з плаского дна біоставка.

Після біоставків з природною аерацією додаткове освітлення стічних вод не передбачається. Після біоствків із штучною аерацією очищені стічні води необхідно відстоювати протягом 2-2,5 год.

Використання біологічних ставків з природною аерацією для біологічної очистки стічних вод рекомендується здійснювати при витратах очищуваних стічних вод до 5000 м^3/добу, а біоставків із штучною аерацією - до 15000 м^3/добу. Науково-дослідним інститутом експериментального проектування інженерного обладнання розроблений альбом технологічних конструкцій біологічних ставків для очистки стічних вод продуктивністю 100-10000 м^3/добу для II, III і IV кліматичних зон (рис. 8.8).

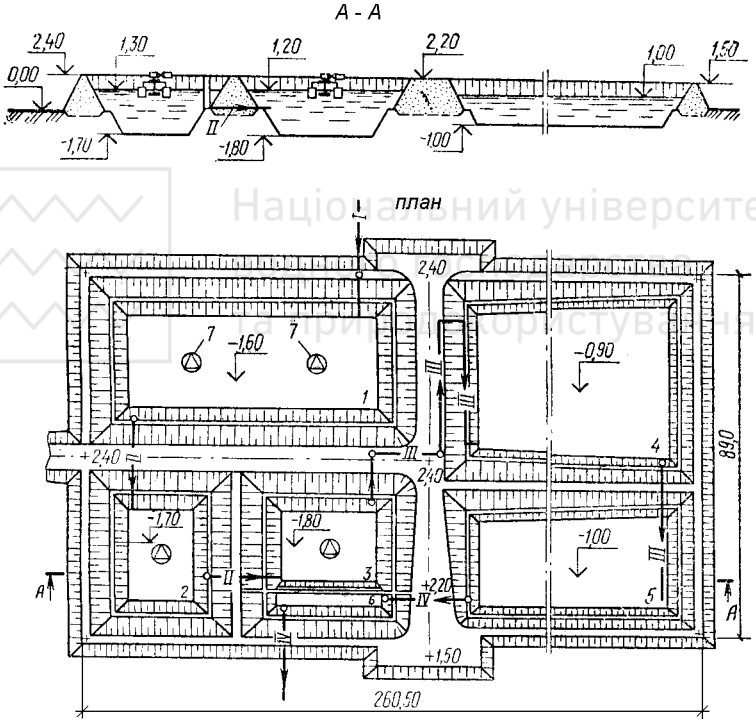


Рис. 8.8. Аеровані біологічні ставки продуктивністю 1400 м^3/добу:
1, 2, 3 - аеровані біологічні ставки I, II і III ступенів; 4,5 - біологічні ставки I і II ступенів з природною аерацією; 6 - контактний резервуар; 7 - механічні аератори

Національний університет

Будівництво очисних споруд з аерованими біоставками потребує менших капітальних вкладень у порівнянні з очисткою стічних вод іншими методами. Питомі витрати на цих станціях на 20-50% нижчі. Однак серйозним недоліком біологічних ставків, окрім сезонності їх роботи і великої площі земельних ділянок, необхідних для будівництва ставків, є складність регулювання процесу очистки.

8.3. Розрахунок споруд для очистки стічних вод у природних умовах

8.3.1. Розрахунок полів фільтрації

Загальна площа $F_{заг}$, необхідна для влаштування полів фільтрації, складається з корисної площі $F_{кор}$, на якій здійснюється власне очистка стічних вод, резервної площі $F_{рез}$, необхідної на період весняного танення намерзлих стічних вод і на період ремонту карт, а також з додаткової площі $F_{дод}$, необхідної для влаштування зрошувальної і осушувальної мереж, доріг, огороджувальних валиків, зелених насаджень:

$$F_{заг} = F_{кор} + F_{рез} + F_{дод}, га. \quad (8.1)$$

Корисну площу полів фільтрації визначають, виходячи з **норми навантаження** q - допустимої кількості стічних вод, м^3/добу, що може бути очищена на 1 га поверхні полів з дотриманням необхідного санітарного ефекту очистки. Норма навантаження залежить від виду грунтів, середньорічної температури повітря, глибини залягання грунтових вод, кількості атмосферних опадів і для районів із середньорічною кількістю атмосферних опадів 300-500 мм складає 55-250 м^3/(га.добу).

Норму навантаження приймають на основі досвіду експлуатації полів фільтрації, що знаходяться в аналогічних умовах. В таблиці 8.4 наведені норми навантажень на поля фільтрації для освітлених стічних вод [4].

Таким чином, корисна площа полів фільтрації складає

$$F_{кор} = Q_{доб} / q, га, \quad (8.2)$$

де $Q_{доб}$ - середньодобова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Площа резервних карт полів фільтрації в залежності від кліматичного району приймається в межах 10-25 % від корисної площі [4]

$$F_{рез} = (0,1 \div 0,25) F_{кор}, га. \quad (8.3)$$

Додаткова площа полів фільтрації приймається в межах 25-35 % в залежності від сумарної корисної і резервної площі фільтрації [4]

$$F_{дод} = (0,25 \div 0,35)(F_{кор} + F_{рез}), га. \quad (8.4)$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 8.4

Норма навантаження освітлених стічних вод на поля фільтрації для районів із середньорічною кількістю атмосферних опадів 300-500 мм

Грунти	Середньорічна температура повітря, °С	Навантаження стічних вод, м³/(га.добу) при заляганні грунтових вод на глибині, м		
		1,5	2	3
Легкі суглинки	Від 0 до 3,5	-	55	60
	Більше 3,5 до 6	-	70	75
	Більше 6 до 11	-	75	85
	Більше 11	-	85	100
Супіски	Від 0 до 3,5	80	85	100
	Більше 3,5 до 6	90	100	120
	Більше 6 до 11	100	110	130
	Більше 11	120	130	150
Піски	Від 0 до 3,5	120	140	180
	Більше 3,5 до 6	150	175	225
	Більше 6 до 11	160	190	235
	Більше 11	180	210	250

Примітка: Для районів із середньорічною кількістю атмосферних опадів 500-700 мм норми навантаження на поля фільтрації слід зменшувати на 15-25 %, а для районів із середньорічною кількістю атмосферних опадів більше 700 мм - на 25-35 %, при цьому більший відсоток зниження навантаження приймають для легких суглинистих грунтів, а менший - для піщаних.

та природокористування

На полях фільтрації повинно бути не менше двох карт. Розміри карт полів фільтрації визначають в залежності від рельєфу місцевості, загальної площі полів, способу обробітку грунту, кількості очищуваних стічних вод. При обробітку грунту тракторами площа однієї карти повинна бути не меншою 1,5 га. Довжина карт приймається у 2-4 рази більше ширини.

Площу полів фільтрації перевіряють на можливість зимового наморожування стічних вод. Площа полів фільтрації, необхідна для зимового наморожування стічних вод, складає

$$F_{нам} = \frac{Q_{доб} t_{нам} (1-\beta)}{(h_{нам} - h_{ос})\rho.10^4}, га, \qquad (8.5)$$

де $t_{нам}$ - тривалість зимового наморожування (кількість днів із середньодобовою температурою повітря менше -10 °С), добу; β - коефіцієнт, що враховує підлідну фільтрацію у період наморожування (залежить від виду грунту і складає для легких суглинків, супісків і пісків відповідно 0,3, 0,45 і 0,55); $h_{нам}$ - висота шару наморожування (приймається звичайно 0,5-0,6 м); $h_{ос}$ - висота шару зимових опадів, м; ρ - густина льоду, що складає 0,9 т/м³.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Під зимове наморожування відводять не більше 80 % корисної площі карт.

8.3.2. Розрахунок комунальних полів зрошування

Загальна площа комунальних полів зрошування визначається за формулою

$$F_{з.заг} = F_{з.кор} + F_{з.рез} + F_{з.дод}, га. \quad (8.6)$$

де $F_{з.кор}$ - корисна площа полів зрошування, га; $F_{з.рез}$ - резервна площа полів зрошування, га; $F_{з.дод}$ - додаткова площа полів зрошування, га.

Корисна площа полів зрошування складає

$$F_{з.кор} = Q_{доб} / q_з, га, \quad (8.7)$$

де $Q_{доб}$ - середньодобова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; $q_з$ - норма навантаження на поля зрошення, м^3/(га.добу).

Норма навантаження стічних вод на поля зрошування визначається як середньозважена величина із навантажень на ділянки з різними видами сільськогосподарських культур (див. табл. 8.3).

Як вказувалося раніше, при комунальних полях зрошення влаштовуються резервні поля, за конструкцією аналогічні полям фільтрації, які приймають стічні води у періоди посівної, збирання врожаю, сильних дощів і зимового наморожування стічних вод. Площа резервних полів визначається за формулою

$$F_{з.рез} = \alpha Q_{доб} / q, га, \quad (8.8)$$

де α - коефіцієнт, що враховує частину витрати стічних вод, яка надходить на резервні поля (значення α для районів із середньорічною температурою повітря до 5, 10 і 15 °С приймаються відповідно 1, 0,75 і 0,5); q - навантаження на резервні поля (приймається за табл. 8.4), м^3/(га.добу).

Додаткова площа полів зрошування приймається в межах 15-25 % в залежності від сумарної корисної і резервної площ полів зрошування

$$F_{з.дод} = (0{,}15 \div 0{,}25)(F_{з.кор} + F_{з.рез}), га. \quad (8.9)$$

Площа карт комунальних полів зрошення приймається 5-8 га. Ширина карт залежить від виду грунту: для пісків вона приймається рівною 50 м, для супісків - 80-100 м, для суглинків - 120-150 м. Довжина карт повинна бути у 4-5 разів більшою ширини.

Резервна площа полів зрошування перевіряється на можливість зимового наморожування стічних вод.

8.3.3. Розрахунок споруд для очистки у грунті стічних вод від малих об'єктів

Розрахунок полів підземної фільтрації, фільтруючих канав і піщано-гравійних фільтрів здійснюється за **навантаженням**, що показує, яка витрата очищуваних стічних вод може бути подана в розрахунку на 1 м довжини зрошувача за умови забезпечення необхідної якості очищених стічних вод. Таким чином, загальна довжина зрошувачів може бути визначена за формулою

$$L_{зр} = Q_{доб} / q_{зр}, м, \qquad (8.10)$$

де $Q_{доб}$ - середньодобова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; $q_{зр}$ - навантаження на зрошувач, л/(м.добу).

Навантаження на поля підземної фільтрації визначається умовами, в яких воно здійснюється, і залежить від виду грунту (пісок чи супісок), середньорічної температури повітря, відстані від лотка зрошувального трубопроводу до максимального рівня грунтових вод, кліматичних умов (кліматичного району і середньорічної кількості опадів), наявності чи відсутності підсипки під зрошувачами, концентрації забруднень в очищуваних стічних водах (питомого водовідведення). Значення навантаження на поля підземної фільтрації визначається за таблицею 49 СНиП 2.04.03-85 і, як вже зазначалося вище, складає: у піщаних грунтах - 16-30 л/добу, а у супіщаних - 8-16 л/добу.

Очистка стічних вод у фільтруючих траншеях і в піщано-гравійних фільтрах значно менше залежить від кліматичних умов і рівня грунтових вод. Тому навантаження на ці споруди залежить, головним чином, від виду фільтруючого завантаження і його висоти, а також від середньорічної температури повітря і концентрації забруднень в очищуваних стічних водах ([4], табл. 50). Навантаження на зрошувачі одноступінчастих чи на зрошувачі другого ступеня двоступінчастих піщано-гравійних фільтрів при висоті фільтруючого завантаження 1-1,5 м знаходяться в межах 80-100 л/(м.добу), на зрошувачі першого ступеня двоступінчастих піщано-гравійних фільтрів при висоті фільтруючого завантаження 1-1,5 м - 150-200 л/(м.добу), а на зрошувачі фільтруючих канав при висоті фільтруючого завантаження 0,8-1 м - 50-70 л/(м.добу).

Після визначення загальної довжини зрошувачів здійснюється конструювання конкретних споруд для очистки стічних вод у грунті.

Для фільтруючих колодязів навантаження залежить від тих самих чинників, що і для полів підземної фільтрації, але визначається в розрахунку на 1 м^2 площі фільтруючої поверхні, за яку приймають сумарну площу дна і площу поверхні стінок на висоту фільтруючого шару. Відповідно до п. 6.197 СНиП 2.04.03-85 навантаження на 1 м^2 фільтруючої поверхні колодязя приймається рівним 80 л/добу в піщаних і 40 л/добу - в супіщаних грунтах.

Національний університет
та природокористування

8.3.4. Розрахунок біологічних ставків

Розрахунковий об'єм біоставка чи його ступеня визначається за формулою

$$W = Q_{доб} . t_{lag}, м^3, \qquad (8.11)$$

де $Q_{доб}$ - середньодобова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; t_{lag} - тривалість перебування стічних вод у біоставку чи його ступені, діб.

Визначення часу t_{lag} здійснюється за залежностями, що враховують мономолекулярний характер протікання біохімічних реакцій у біоставках. Згідно СНиП 2.04.03-85 загальний час перебування стічних вод у біоставках з природною аерацією обчислюється за формулою, другий доданок якої визначає час перебування стічних вод в останньому ступені біоставка

$$t_{lag} = \frac{1}{K_{lag} k} \sum_{1}^{N-1} \lg \frac{L_{en}}{L_{ex}} + \frac{1}{K'_{lag} k'} \lg \frac{L'_{en} - L_{fin}}{L'_{ex} - L_{fin}}, доба, \qquad (8.12)$$

де N - число послідовних ступенів біоставка; K_{lag} і K'_{lag} - відповідно коефіцієнт використання об'єму кожного ступеня біоставка і його останнього ступеня; L_{en} і L_{ex} - БПК$_{повн}$ води, що відповідно надходить і виходить з даного ступеню біоставка, мг/л; L'_{en} і L'_{ex} - те ж саме, для останнього ступеня біоставка, мг/л; L_{fin} - залишкова БПК$_{повн}$, зумовлена внутрішньоводоймищними процесами, яка приймається рівною 2-3 мг/л для літніх умов (для ставків, що цвітуть, - до 5 мг/л) і 1-2 мг/л для зимових умов; k і k' - константа швидкості споживання кисню для кожного ступеня біоставка і його останнього ступеня, доба$^{-1}$.

Значення констант швидкостей споживання кисню за температури води 20 °С для всіх ступенів біоставка, крім останнього, складає 0,1 доба$^{-1}$, для останнього ступеня - 0,07 доба$^{-1}$. Для інших температур значення констант швидкостей споживання кисню визначається за формулами, наведеними у СНиП 2.04.03-82.

Коефіцієнт об'ємного використання ступенів біоставків залежить від відношення їх довжини до ширини: при відношення 20:1 і більше K_{lag} приймається в межах 0,8-0,9; при відношенні 1:1 - 3:1 чи для ставків, побудованих на основі місцевих водойм, - 0,35; для інших відношень K_{lag} визначається інтерполяцією.

Національний університет водного господарства та природокористування

Поверхня біоставка з природною аерацією повинна бути достатньою для насичення стічних вод киснем.

Загальну площу дзеркала води біоставка з природною аерацією визначають за величиною поверхневої реаерації

$$F_{lag} = \frac{(L_{en} - L_{ex})Q_{доб}C_a}{K_{lag}(C_a - C_{ex})r_a}, м^2, \quad (8.13)$$

де C_a - розчинність кисню у воді при розрахунковій температурі, мг/л; C_{ex} - концентрація кисню, яку необхідно підтримувати у воді на виході із біоставка, мг/л; r_a - величина поверхневої реаерації, г/(м^2.добу).

Величина поверхневої реаерації r_a для дефіциту кисню, рівному одиниці, складає 3-4 г/(м^2.добу). Концентрація кисню в очищеній воді C_{ex} залежить від нормативної концентрації кисню у водоймі, в яку скидаються стічні води.

Тривалість очистки стічних вод в аерованих біоставках визначається за формулою

$$t_{lag} = \frac{E}{k(100 - E)}, доба, \quad (8.14)$$

де E - ефект очистки, який приймається рівним 70 % для одного ступеня біоставка без первинних відстійників і 50 % при їх наявності; k - константа швидкості споживання кисню, яка дорівнює 0,7 доба$^{-1}$ при температурі води 20 ^{o}C.

Для повної біологічної очистки стічних вод у біоставках можна застосовувати наступні схеми: 1) три-п'ятиступеневі біоставки з природною аерацією; 2) дво-чотириступеневі аеровані біоставки; 3) дво-чотириступеневі біоставки із штучною аерацією на I ступені й природною аерацією на II-IV ступенях.

Література

1. Шевцов Н.М. Внутрипочвенная очистка и утилизация сточных вод. - М.: Агропромиздат, 1988. - 141 с.
2. Сельскохозяйственное использование сточных вод: Справочник/Л.П.Овцов, В.В.Игнатова, Э.Е.Элик и др. - М.: Росагропромиздат, 1989. - 223 с.
3. Использование сточных вод для орошения/Ю.Г.Бескровный, М.В.Козинец, В.И.Бойко и др. - К.: Урожай, 1989. - 160 с.
4. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 9

БІОЛОГІЧНІ ФІЛЬТРИ

9.1. Принцип роботи і класифікація біофільтрів

9.1.1. Принцип роботи біофільтрів

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

Основними елементами біофільтра є (рис. 9.1): огороджуючі стіни; дренажний пристрій - дірчасте дно біофільтра, на якому розміщується завантаження; завантаження, яке влаштовується із щебеню, гравію, керамзиту, шлаку, азбестоцементних листів, пластмас й інших матеріалів; суцільне дно, що розміщується під дренажем на відстані 0,6 м, завдяки чому утворюється міждонний простір; водорозподільний пристрій для розподілу стічних вод по поверхні завантаження.

На біофільтри подаються попередньо освітлені стічні води. Через декілька тижнів після включення в роботу поверхня завантаження біофільтрів покривається біоплівкою. Біоплівка, а точніше мікроорганізми, що населяють біоплівку, вилучають (адсорбують) із протікаючих по поверхні завантаження стічних вод нерозчинні домішки, які лишилися в стічних водах після освітлення, колоїдні й розчинні органічні речовини і окислюють їх киснем повітря, що надходить у пори завантаження біофільтра, отримуючи при цьому енергію для своєї життєдіяльності та пластичний матеріал для збільшення своєї маси. В результаті із стічної води видаляються органічні забруднення і у той же час збільшується маса активної біоплівки в тілі біофільтра.

Біоплівка має, як правило, товщину біля 1 мм, але може досягати 2-3 мм. При збільшенні товщини біоплівки погіршується проникання кисню до нижніх її шарів, що примикають до завантаження, де виникають анаеробні умови. Гази, що утворюються при анаеробному розкладі біоплівки, сприяють відторгненню біоплівки від матеріалу завантаження (рис. 9.2). У нормально працюючому біофільтрі відбувається безперервне відторгнення частини біоплівки, яка виноситься з очищеною стічною водою і далі затримується у вторинних відстійниках. На місці відторгнутої з’являється нова біоплівка, завдяки чому біофільтр постійно знаходиться в робочому стані.

Біоплівка являє собою складний просторово зорієнтований за висотою біофільтра біоценоз, видовий склад якого визначається технологічними параметрами процесу біофільтрування, складом і властивостями очищуваних

стічних вод, а також зміною в них за висотою біофільтра концентрацій кисню й органічних речовин.

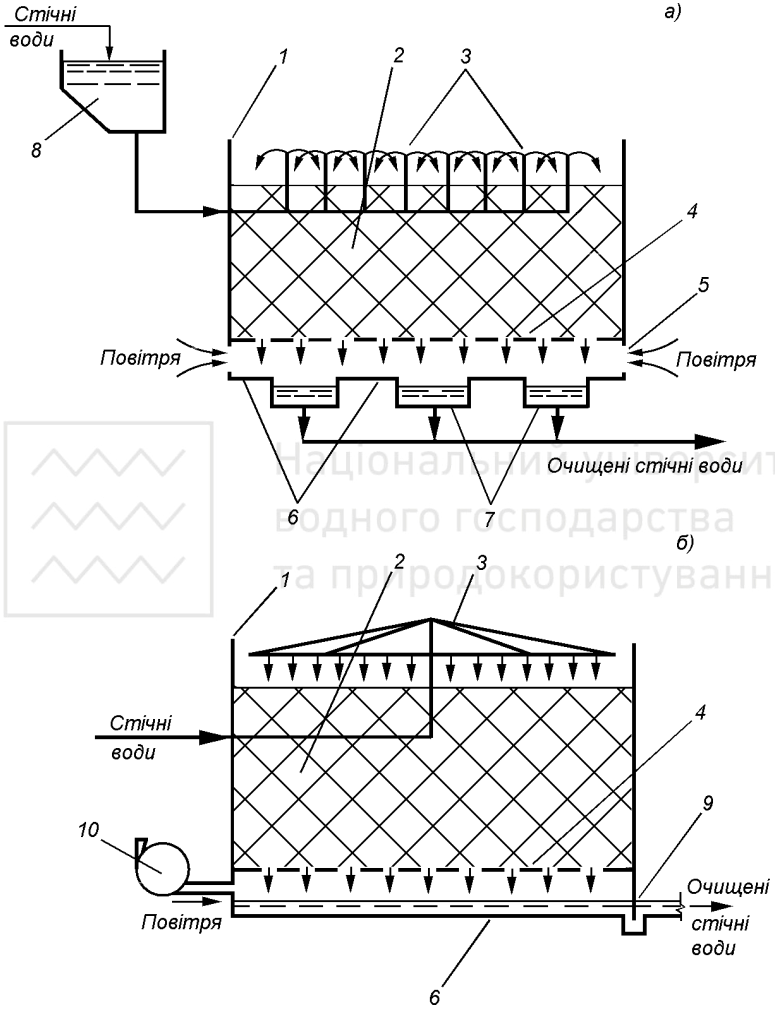


Рис. 9.1. Схеми біологічних фільтрів:
а) - із спринклерними зрошувачами і природною вентиляцією; б) - із обертовими реактивними зрошувачами і штучною вентиляцією; 1 - огороджуючі стіни; 2 - завантаження; 3 - водорозподільний пристрій; 4 - дренажний пристрій; 5 - отвори для природної вентиляції завантаження; 6 - суцільне дно; 7 - відвідні лотки; 8 - дозувальний бак; 9 - гідрозатвор; 10 - вентилятор

Національний університет
водного господарства
та природокористування

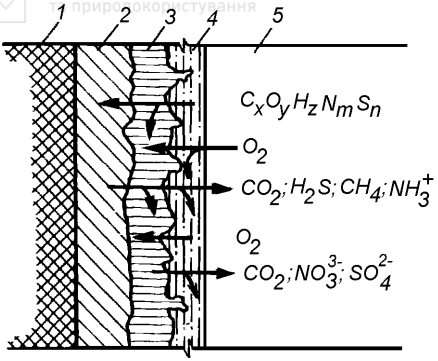


Рис. 9.2. Схема обміну речовин в елементарному шарі біофільтра: 1 - матеріал завантаження; 2 - ана-еробна зона біоплівки; 3 - аеробна зона біоплівки; 4 - стічна вода; 5 - повітря

Основна маса забруднень вилучається із стічних вод у верхньому шарі завантаження біофільтрів висотою до 0,5 м, де в очищуваних стічних водах ще найбільший вміст органічних речовин. Головну роль при цьому відіграють бактерії Pseudomonas, Zoogloea, Sphaerotilus, Chromobacter й ін. Поряд із бактеріями у верхній зоні інтенсивно розвиваються гриби, нитчасті бактерії, безбарвні джгутикові - тобто організми, здатні інтенсивно поглинати з води органічні речовини. Гриби в біоплівці можуть складати значну частину (до 30 %) біомаси. Надмірний розвиток грибів і нитчастих бактерій у верхньому шарі може перешкоджати проходженню стічної води через завантаження, погіршувати надходження повітря в біофільтр. Із простіших у верхньому шарі завантаження часто зустрічаються Paramecium caudatum, P. putrinum, Colpidium colpoda. Поверхня біофільтра часто покривається шаром водоростей, які з потоком води можуть попадати і в нижчі шари завантаження. У верхній зоні біофільтра приріст біомаси найбільший, однак у видовому складі він не дуже різноманітний.

У середній зоні завантаження біофільтра із зниженням вмісту в стічних водах органічних речовин зменшується чисельність гетеротрофів - грибів і бактерій, особливо нитчастих. Із простіших переважають рівновійчасті й черевновійчасті інфузорії, починають з’являтися кругловійчасті інфузорії та коловертки.

Нижня зона завантаження біофільтра характеризується великим різноманіттям організмів при їх малій чисельності та біомасі. У бактеріальному населенні переважають бактерії-нітрифікатори Nitrosomonas і Nitrobacter. Найпростіші представлені, головним чином, черевно- і круговійчастими інфузоріями. У великій кількості розвивається небактеріальне населення біоплівки - круглі і малощетинкові хробаки, які живляться біоплівкою, що змивається з верхніх шарів завантаження. Мінералізуючи біоплівку, хробаки запобігають

замуленню завантаження, однак при масовому розвитку вони самі перешкоджають протіканню води через біофільтр. Важливу роль хробаки відіграють і в забезпеченні доступу кисню до глибоких шарів біоплівки, оскільки, прориваючи ходи в біоплівці, вони роблять її пористою.

Особливістю мікронаселення біофільтрів є сезонні коливання його видового складу. У літній період у мікрофлорі верхнього шару переважають зооглейоутворюючі бактерії, восени їх частково витісняють гриби, в тому числі представники роду Fusarium, взимку з'являється гриб Leptomitus lacteus. У певні періоди року в завантаженні у великій кількості розвиваються досить зажерливі личинки й лялечки комах. Поїдаючи біоплівку, вони, як і хробаки, мінералізують її, одночасно зменшуючи й кількість простіших.

Представники біоценозів біоплівки пов'язані між собою харчовими відносинами. Перший трофічний рівень у харчовому ланцюжку в біофільтрах займають гетеротрофні бактерії й гриби. На другому рівні знаходяться найпростіші, коловертки і нематоди, на третьому рівні знаходяться хробаки, личинки й лялечки комах, можуть розвиватися водні кліщі та нижчі ракоподібні.

Схема біохімічних процесів, що відбуваються в біофільтрі при очистці стічних вод, зображена на рисунку 9.3.

9.1.2. Технологічні параметри роботи біофільтрів

Для біофільтра, як і для будь-якого іншого типу біохімічного реактора, важливо знати кількість мікроорганізмів, які приймають участь у процесі очистки. Вагову кількість біоплівки, яка вкриває поверхню завантаження біофільтра, встановити практично неможливо. Але в будь-якому випадку маса біоплівки буде тим більшою, чим більша висота біофільтра і чим більша площа поверхні завантаження біофільтра. Для адсорбційних процесів, які відіграють дуже важливу роль при біологічній очистці стічних вод на біофільтрах, необхідно знати площу поверхні біоплівки, яка знову ж таки буде пропорційною площі поверхні завантаження біофільтра. Очевидно, що для різних матеріалів завантаження площа його поверхні в тілі біофільтра буде різною. Тому на практиці для характеристики маси й площі поверхні біоплівки користуються показником питомої поверхні завантаження.

Питома поверхня завантаження - це площа поверхні 1 $м^3$ завантаження біофільтра, виражена в $м^2$.

Питома поверхня завантаження, а значить і сумарна площа поверхні біоплівки, в залежності від матеріалу завантаження змінюється в межах 50-350 $м^2/м^3$ і може досягати навіть 1000 $м^2$ на 1 $м^3$ об'єму завантаження. Тому в біохімічних процесах у біофільтрах приймає участь велика кількість мікроор-

ганізмів (біомаси), і тривалість процесу очистки (до 20-60 хв) значно менша, ніж в аеротенках.

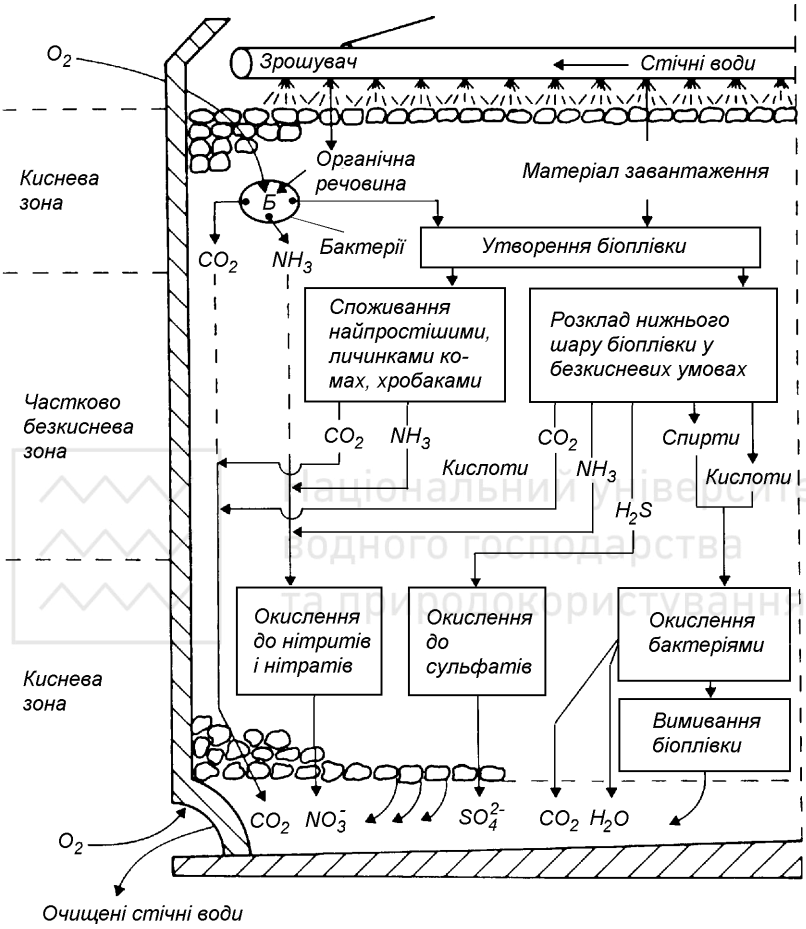


Рис. 9.3. Схема біохімічних процесів в класичних біофільтрах [1]

Вентиляція біофільтрів необхідна для постачання киснем повітря аеробних мікроорганізмів біоплівки, а також для видалення з товщі завантаження вуглекислоти, яка утворюється в процесі їх життєдіяльності. На практиці застосовують природну вентиляцію й штучну, коли повітря в завантаження подається за допомогою вентиляторів. В обох випадках важливою є

наявність у завантаженні достатньої кількості пор, через які атмосферне повітря надходить до біоплівки, тобто пористість завантаження.

Пористість завантаження - це виражене у відсотках відношення об'єму пор у завантаженні до загального об'єму завантаження.

Чим більша пористість матеріалу завантаження - тим краще буде надходити атмосферний кисень до біоплівки і тим ефективніше будуть здійснюватись біохімічні процеси в біофільтрі.

При штучній вентиляції завантаження користуються таким показником, як питома витрата повітря.

Питома витрата повітря - це кількість повітря в $м^3$, що подається в біофільтр у розрахунку на 1 $м^3$ очищуваних стічних вод.

Дослідження, виконані Н.А.Базякіною, показали, що кількість кисню повітря, що використовується в біофільтрах, як і в інших спорудах біохімічної очистки, не перевищує 7-8 %. При цьому необхідна кількість повітря складає 8-16 $м^3$ на 1 $м^3$ стічних вод.

Для біохімічних реакторів із закріпленою біомасою, до яких відносяться біофільтри, надзвичайно важливим є своєчасне видалення надлишкової біоплівки, яка приростає в результаті окислення органічних речовин, а також затримання нерозчинних домішок, що надходять із очищуваними стічними водами. Як вказувалося раніше, процес відторгнення відпрацьованої біоплівки від завантаження в біофільтрах здійснюється постійно, по мірі збільшення товщини біоплівки. Тому ефективність видалення надлишкової біоплівки з тіла біофільтра буде визначатися здатністю стічних вод, що стікають по поверхні завантаження, до змивання з нього цієї біоплівки. При малих швидкостях обтікання завантаження стічними водами вже відпрацьована біоплівка може затримуватись у завантаженні й вкриватись свіжою біоплівкою чи, відриваючись від вищих шарів завантаження, затримуватись у нижчих його шарах. У результаті цього в біофільтрі будуть акумулюватись органічні нерозчинні речовини, які надалі потребуватимуть окислення киснем повітря, що надходить у біофільтр. З іншої сторони, збільшення швидкості обтікання завантаження може привести до відривання від нього біоплівки. Тому для нормальної експлуатації біофільтрів дуже важливо визначити оптимальний режим обтікання стічними водами поверхні завантаження, який суттєво впливає також і на надходження кисню повітря до біоплівки. Для підтримання оптимального режиму обтікання завантаження користуються таким показником, як гідравлічне навантаження на поверхню біофільтра - чи просто гідравлічне навантаження.

Гідравлічне навантаження - це витрата стічних вод в $м^3$, яка може бути подана на біофільтр у розрахунку на 1 $м^2$ площі його поверхні за 1 добу.

Іноді гідравлічне навантаження визначають у розрахунку не на 1 $м^2$ площі поверхні завантаження, а на 1 $м^3$ його об'єму.

Об'ємне гідравлічне навантаження - це витрата стічних вод в $м^3$, яка може бути подана на біофільтр у розрахунку на 1 $м^3$ його об'єму за 1 добу.

Очевидно, що об'ємне гідравлічне навантаження може розглядатись як кількість стічних вод, що може бути очищена в 1 $м^3$ завантаження біофільтра за добу, чи як **продуктивність біофільтра**.

Особливістю режиму роботи біофільтра є забезпечення необхідної ефективності очистки стічних вод (наприклад, зниження $БПК_{повн}$ очищених стічних вод до 15-20 мг/л при повній біологічній очистці) при їх одноразовому протіканні через завантаження. При цьому в залежності від матеріалу завантаження, режиму експлуатації біофільтра, виду очищуваних стічних вод за одиницю часу в одиниці об'єму завантаження буде окислюватись певна кількість забруднень, що характеризується таким показником, як окислювальна потужність біофільтра.

Окислювальна потужність біофільтра - це кількість забруднень по $БПК_{повн}$ чи $БПК_5$, яка може бути видалена із стічних вод протягом 1 доби в 1 $м^3$ його завантаження.

Збільшення концентрації забруднень у стічних водах, що подаються на біофільтр, при незмінному матеріалі й висоті завантаження призведе до погіршання якості очистки і, як наслідок, до зміни окислювальної потужності. Тому окислювальна потужність завантаження біофільтра залежить від кількості забруднень, що надходять на біофільтр, а точніше, від органічного навантаження.

Органічне навантаження - це кількість забруднень по $БПК_{повн}$ чи $БПК_5$, яка надходить із очищуваними стічними водами в розрахунку на 1 $м^3$ завантаження біофільтра за 1 добу.

При очистці стічних вод на біофільтрах часто застосовують так звану рециркуляцію, коли очищувані стічні води, перед подачею на біофільтр, змішуються із вже очищеними стічними водами.

Коефіцієнт рециркуляції - це відношення витрат очищених і очищуваних стічних вод, які зміщуються перед подачею на біофільтри.

9.1.3. Класифікація біофільтрів

Класифікація біофільтрів може здійснюватись за багатьма ознаками, головними з яких є тип використовуваного завантаження, спосіб контакту біоплівки з очищуваними стічними водами і спосіб подачі повітря в тіло біофільтра.

За способом контакту біоплівки із очищуваними стічними водами розрізняють:

1. Біофільтри, що заливаються очищуваними стічними водами;

Національний університет водного господарства
2. Біофільтри, що зрошуються очищуваними стічними водами;
3. Біофільтри, що занурюються в очищувані стічні води.

Слід відмітити, що перший тип біофільтрів не використовується на практиці вже декілька десятків років.

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

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

1. **Краплинні**, які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 20-40 мм і висоту шару завантаження 1,5-2 м;
2. **Високонавантажувані**, які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 40-60 мм і висоту шару завантаження 2-4 м (у вітчизняній практиці високонавантажувані біофільтри з висотою шару завантаження більшою 2 м і штучною вентиляцією отримали назву **аерофільтри**);
3. **Вежні** (великої висоти), які мають крупність фракцій матеріалу завантаження 60-80 мм і висоту шару завантаження 8-16 м;

Об'ємне завантаження біофільтрів має питому вагу 500-1500 кг/м^3 і пористість 40-50 %.

Біофільтри з площинним завантаженням поділяють **за типом завантаження** на:

1. **Біофільтри із жорстким засипним завантаженням** у вигляді кілець, обрізків труб й інших елементів із кераміки, пластмаси, металу й ін. матеріалів. У залежності від матеріалу завантаження його питома вага становить 100-600 кг/м^3, пористість - 70-90 %, а висота шару завантаження - 1-6 м;
2. **Біофільтри із жорстким блочним** завантаженням у вигляді решіток чи блоків, що збираються з пласких чи гофрованих листів, найчастіше пластмасових (полівінілхлорид, поліетилен, поліпропілен, полістирол й ін.) чи азбестоцементних. Питома вага пластмасового завантаження становить 40-100 кг/м^3, пористість - 90-97 %, а висота шару завантаження - 2-16 м. Питома вага азбестоцементного завантаження становить 200-250 кг/м^3, пористість -80-90 %, а висота шару завантаження - 2-6 м;
3. **Біофільтри з м'яким завантаженням** із металевих сіток, пластмасових плівок чи синтетичних тканин (нейлон, капрон), які кріпляться на спеціальних каркасах чи вкладаються у вигляді рулонів. Таке завантаження висота шару 3-8 м має питому вагу 5-60 кг/м^3 і пористість - 94-99 %.

Порівняльна характеристика різних типів біофільтрів наведена у таблиці 9.1.

За способом подачі повітря в тіло біофільтра вони поділяються на:

1. Біофільтри з природною вентиляцією;

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.1.

Технологічні параметри різних типів біофільтрів

Технологічні параметри	Біофільтр			
	краплинний	високонавантажуваний	вежний	з пластмасовим завантаженням
Висота завантаження, м	1,5-2	2-4	8-16	3-4
Гідравлічне навантаження, $м^3/(м^2.добу)$	1-3	10-30	30-50	30-45
Окислювальна потужність, г $БПК_{повн}$ /($м^3$.добу)	150-300	500-1000	1000-2500	2700
Допустима $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод, мг/л	220	300	250-500	250
Кількість надлишкової біоплівки, г на 1 жителя	8	28	28	28
Рекомендована продуктивність по стічних водах, $м^3$/добу	до 1000	до 50000	до 50000	до 50000

2. Біофільтри із штучною вентиляцією.

За ступенем очистки розрізняють біофільтри:

1. Такі, що працюють у режимі повної біологічної очистки стічних вод;
2. Такі, що працюють у режимі неповної біологічної очистки стічних вод.

За способом розподілу стічних вод по поверхні біофільтри бувають:

1. З нерухомими водорозподільними пристроями (спринклери, дірчасті труби і жолоби, водоструминні зрошувачі);
2. З рухомими водорозподільними пристроями (реактивні зрошувачі, рухомі наливні колеса і жолоби, що коливаються).

За технологічною схемою роботи біофільтри можуть бути одно- чи двоступінчастими, працювати з рециркуляцією чи без рециркуляції очищених стічних вод.

9.2. Біофільтри з об'ємним завантаженням

9.2.1. Краплинні біофільтри

Особливістю краплинних біофільтрів є невеликий діаметр фракцій матеріалу завантаження - 20-40 мм, незначна висота завантаження - 1,5-2 м, а також низькі гідравлічні навантаження на поверхню - 1-3 $м^3/(м^2.добу)$ і об'єм завантаження - 0,5-1 $м^3/(м^3.добу)$. Зрошування поверхні біофільтра здійснюється періодично з інтервалом 5-8 хв, при цьому стічна вода стікає по поверхні завантаження у вигляді краплин чи струменів. Природна вентиляція завантаження біофільтра здійснюється через відкриту поверхню й дренаж. Крап-

лінні біофільтри рекомендується використовувати для повної біологічної очистки стічних вод на станціях продуктивністю до 1000 м^3/добу. Гранична $БПК_{повн}$ освітлених стічних вод, які подаються на краплинні біофільтри, складає 220 мг/л.

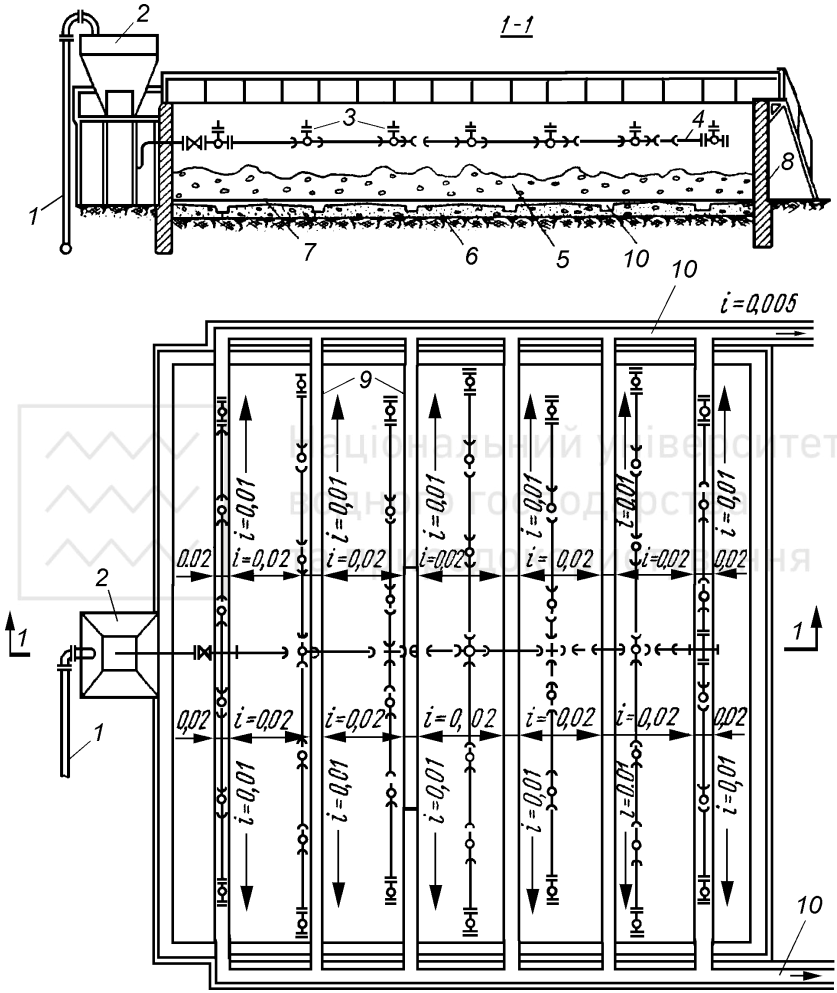


Рис. 9.4. Схема краплинного біофільтра:
1 - подаючий трубопровід; 2 - дозувальний бак; 3 - спринклери; 4 - розподільна мережа; 5 - завантаження; 6 - суцільне дно; 7 - дірчасте дно (дренаж); 8 - огороджуючі стіни; 9 - відвідні лотки; 10 - збірний лоток у суцільному дні

Очистка стічних вод на краплинних біофільтрах здійснюється наступним чином (див. рис. 9.4). Освітлена в первинних відстійниках стічна вода під напором (а при можливості - самопливом) надходить у розподільні пристрої, за допомогою яких періодично розбризкується по поверхні біофільтра. Вода, що профільтрувалася через завантаження біофільтра і пройшла через дренаж, по суцільному водонепроникному дну стікає до влаштованих у ньому збірних лотків, якими відводиться у відвідні лотки, що розміщені за межами біофільтра. Далі вода надходить у вторинні відстійники, де від очищених стічних вод відділяється надлишкова біоплівка.

Краплинні біофільтри проектуються звичайно прямокутними чи круглими в плані. Їх влаштовують у вигляді 2-8 окремих секцій (усі секції біофільтра - робочі). Розміри кожної секції приймають у залежності від способу розподілу води по поверхні, умов експлуатації й інших чинників.

Стіни біофільтрів влаштовуються з цегли, бутового каменю, бетону чи збірного залізобетону. Товщина стін визначається за розрахунком, а їх висота приймається на 0,5 м вище поверхні завантаження для запобігання розбризкуванню стічних вод за межі біофільтра.

Дірчасте дно чи дренаж біофільтрів звичайно влаштовується із залізобетонних плит у вигляді колосникових решіток стандартної форми (рис. 9.5). Для хорошого проникання повітря в товщу завантаження загальна площа отворів дренажу повинна складати не менше 5-8 % від площі поверхні біофільтра. Дренаж розташовується на висоті 0,6 м від суцільного дна, утворюючи міждонний простір, що служить для збирання біологічно очищеної рідини, що профільтрувалася, а також для вентиляції біофільтрів. Суцільне дно з бетону має похил не менше 0,01 до збірних лотків шириною 0,15-0,2 м, що розташовуються на відстані 3-4 м один від одного. Для запобігання замулюванню дна біофільтра і лотків надлишковою біоплівкою, що виноситься із очищеними стічними водами, похили збірних і відвідних лотків (максимально можливі із конструктивних міркувань) повинні бути не меншими 0,005, а швидкість руху в них води - не меншою 0,6 м/с. При необхідності можна обмежитися відвідними лотками, що влаштовуються на периферії біофільтра. У цьому випадку дно біофільтра повинно мати похил до лотків, рівний 0,01. Доцільно передбачити також можливість періодичного промивання міждонного простору чистою водою із брандспойту.

Найчастіше в якості завантаження краплинних біофільтрів використовують щебінь, гальку й гравій міцних гірських порід, а також керамзит. Усі ці матеріали повинні мати певні розміри (табл. 9.2) і задовольняти вимогам міцності й морозостійкості [2], а саме: витримувати тиск не менше 0,1 МПа при насипній щільності до 1000 кг/м^3, не менш ніж п'ятиразове просочування насиченим розчином сірчанокислого натрію, не менше 10 циклів випробувань на морозостійкість, а також кип'ятіння протягом 1 год у 5 %-у розчині соля-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

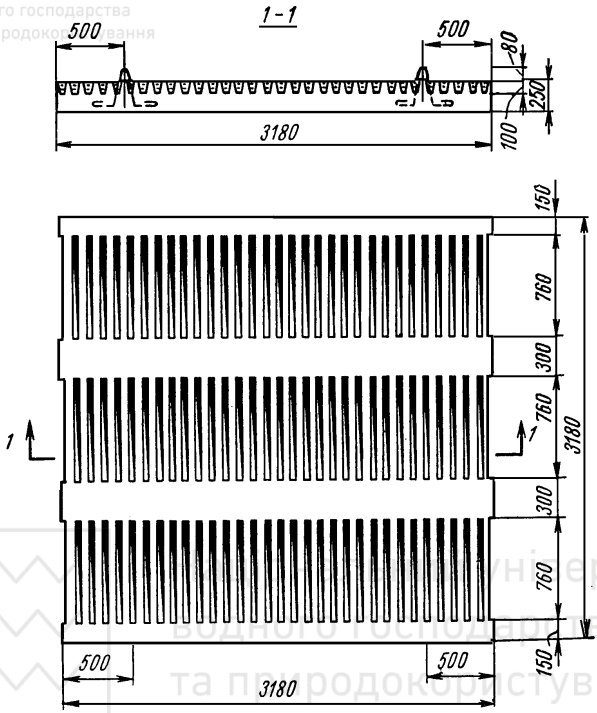


Рис. 9.5. Дренаж біофільтрів із залізобетонних плит
у вигляді колосникових решіток

ної кислоти, маса якої повинна перевищувати масу випробовуваного матеріалу в 3 рази. Після таких випробовувань матеріал не повинен мати помітних пошкоджень, і його маса не повинна зменшитись у порівнянні з початковою більш ніж на 10 %.

Завантаження біофільтрів влаштовується однакової крупності по всій висоті крім нижнього підстеляючого шару висотою 0,2 м, який має крупність 70-100 мм.

У краплинних біофільтрах застосовується природна вентиляція завантаження. Рух повітря в завантаженні при цьому відбувається внаслідок різниці температур очищуваних стічних вод і повітря. Якщо температура стічних вод вища температури повітря, то рух повітря в завантаженні біофільтра буде висхідним від дренажу до його поверхні. При зворотному співвідношенні виникає низхідний рух повітря, а при рівних температурах стічних вод і повітря його рух стає нестійким, і можливе припинення надходження повітря в тіло біофільтра. Інтенсивність вентиляції біофільтрів залежить від їх висоти

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.2.

Крупність матеріалу завантаження біофільтрів [2]

Біофільтри (матеріал завантаження)	Крупність матеріалу завантаження, мм	Кількість матеріалу, % (за вагою), що залишається на контрольних ситах з отворами діаметром, мм					
		70	55	40	30	25	20
Високонавантажувані (щебінь)	40-70	0-5	40-70	95-100	-	-	-
Краплинні (щебінь)	25-40	-	-	0-5	40-70	90-100	-
Краплинні (керамзит)	20-40	-	-	0-8	-	-	90-100

й розмірів завантаження. Чим вищі біофільтри, тим краща в них тяга повітря. Чим менші розміри завантаження, тим менший об'єм його пор, і більший опір виникає при проходженні повітря через завантаження.

Надходження повітря в краплинні біофільтри здійснюється через дренаж шляхом влаштування отворів або щілин у стінах біофільтра на висоті міждонного простору. При цьому площа отворів для вентиляції не повинна бути меншою 1 % площі біофільтра в плані. Отвори повинні мати заглушки, які можуть перекриватися в зимовий час для запобігання переохолодженню біофільтра. Вентиляція біофільтрів шляхом влаштування дірчастих стін себе не виправдала, бо повітря проникає крізь отвори всього лише на глибину 2-3 м, і при цьому відбувається додаткове охолодження біофільтрів.

Температура в тілі біофільтра не повинна бути меншою +4 °С, бо при нижчих температурах біохімічний процес окислення органічних речовин припиняється. Тому краплинні біофільтри будь-якої продуктивності при середньорічній температурі повітря до +3 °С, а при середньорічній температурі повітря від +3 до +6 °С - біофільтри продуктивністю до 500 м^3/добу, розміщуються в опалюваних приміщеннях із п'ятикратним обміном повітря за 1 годину й розрахунковою температурою внутрішнього повітря на 2 °С вище температури стічних вод. Біофільтри продуктивністю більше 500 м^3/добу при середньорічній температурі повітря від +3 до +6 °С необхідно розміщувати в неопалюваних приміщеннях полегшеної конструкції. При середньорічній температурі повітря більше +6 °С біофільтри влаштовують на відкритому повітрі.

Краплинні біофільтри забезпечують практично повне окислення затриманих органічних забруднень (ефективність очистки по $БПК_{повн}$ може досягати 90 % і більше), високий ступінь мінералізації надлишкової біоплівки, нітрифікацію амонійного азоту. Це зумовлено, головним чином, низькими

швидкостями руху стічної води по поверхні завантаження, в результаті чого відмерла біоплівка й грубодисперсні домішки стічних вод у переважній кількості не змиваються з поверхні завантаження, залишаються в тілі біофільтра, де мінералізуються киснем повітря, що надходить у біофільтр. Згідно СНиП 2.04.03-85 кількість надлишкової біоплівки, що виноситься із краплинних біофільтрів, складає 8 г/(жит.добу) за сухою речовиною, а її вологість - 96 %. Вона має переважно зернисту структуру, практично не загниває і в деяких країнах використовується як гумус.

Краплинні біофільтри відрізняються нескладною конструкцією, не потребують великих витрат енергії, мають низькі експлуатаційні витрати, прості в експлуатації. Однак при навантаженнях по забрудненнях більше допустимої для них величини поверхня біофільтрів швидко замулюється, і їх робота різко погіршується. До недоліків краплинних біофільтрів можна також віднести їх малу продуктивність і низьку окислювальну потужність, появу неприємних запахів. Крім цього вони мають велику чутливість до зміни якості й температури очищуваних стічних вод.

9.2.2. Високонавантажувані біофільтри

Характерною відмінністю високонавантажуваних біофільтрів від краплинних є їх більша продуктивність та окислювальна потужність, що зумовлюється незамулюваністю їх завантаження і кращим обміном у них повітря. Це досягається завдяки застосуванню більш крупного матеріалу завантаження - до 40-70 мм, збільшенню його висоти до 2-4 м, підвищеному гідравлічному навантаженню - до 10-30 $м^3/(м^2.добу)$, а також застосуванню штучної вентиляції завантаження. У зв'язку з підвищенням гідравлічного навантаження повна біологічна очистка забезпечується при значеннях $БПК_{повн}$ освітлених стічних вод, що подаються на високонавантажувані біофільтри, які не перевищують 300 мг/л.

Підвищена швидкість протікання стічних вод по поверхні завантаження, яка досягається його практично безперервним зрошуванням, забезпечує постійне вимивання з біофільтра надлишкової біологічної плівки і важкоокислюваних грубодисперсних домішок стічних вод. Таким чином, кисень повітря, що надходить у високонавантажувані біофільтри, використовується на окислення лише органічних забруднень, які адсорбуються на поверхні біоплівки, і не витрачається на окислення надлишкової біоплівки й грубодисперсних домішок очищуваних стічних вод. Ця обставина пояснює більшу окислювальну потужність високонавантажуваних біофільтрів у порівнянні з краплинними.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

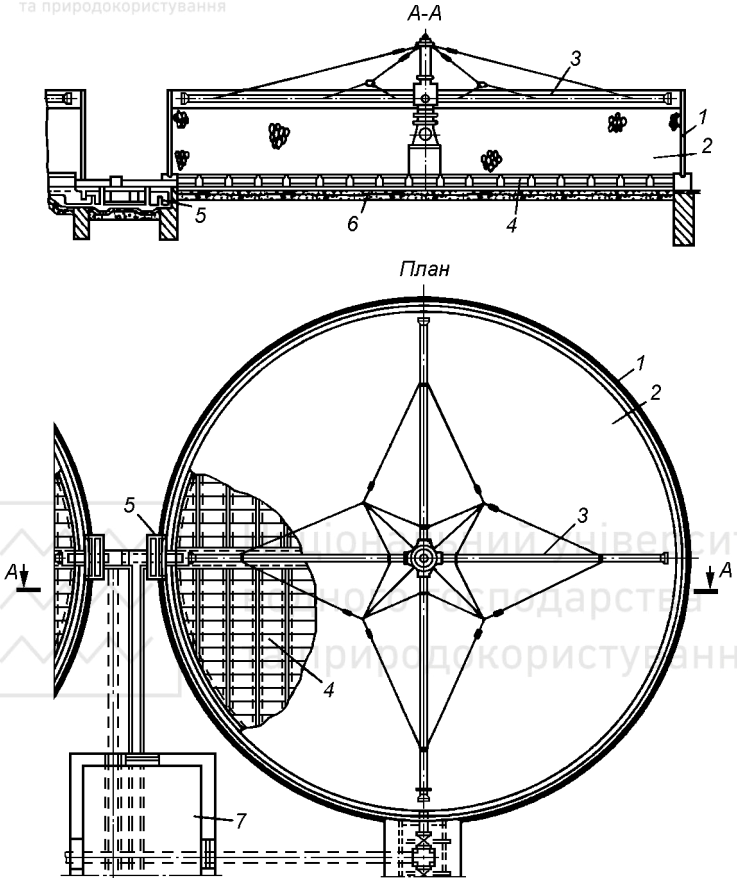


Рис. 9.6. Високонавантажуваний біофільтр:
1 - корпус; 2 - завантаження; 3 - реактивний зрошувач; 4 - дренаж; 5 - гідрозатвор; 6 - суцільне дно; 7 - вентиляційна камера

Згідно СНиП 2.04.03-85 кількість надлишкової біоплівки, яка виноситься із високонавантажуваних біофільтрів, складає 28 г/(жит.добу) за сухою речовиною, а її вологість - 96 %. Надлишкова біоплівка з високонавантажуваних біофільтрів швидко загниває, а тому вона повинна піддаватись наступній стабілізації.

Високонавантажувані біофільтри відрізняються від краплинних також і біоценозом біоплівки. У біоплівці високонавантажуваних біофільтрів переважають бактерії, в ній мало найпростіших, відсутні личинки комах, плісняві грибки. Біоплівка високонавантажуваних біофільтрів набагато тонкіша від біоплівки краплинних біофільтрів.

У вітчизняній практиці високонавантажувані біофільтри звичайно влаштовують із збірного залізобетону (рис. 9.6) у вигляді циліндричних резервуарів діаметром 6, 12, 15, 18, 21, 24, 27 і 30 м. Як і для краплинних, кількість робочих високонавантажуваних біофільтрів на очисній станції приймається в межах 2-8 шт. Дно біофільтрів виконується з монолітного залізобетону з похилом до збірного лотка (звичайно влаштовується один лоток), дренажне перекриття - із збірних колосникових решіток (див. мал. 9.4). Надійна робота високонавантажуваних біофільтрів досягається за умови рівномірного безперервного зрошення водою його поверхні, яке здійснюється в більшості випадків за допомогою радіальних реактивних зрошувачів, що обертаються (див. розділ 9.5).

Для штучної вентиляції завантаження високонавантажуваних біофільтрів повітря під тиском 100 мм вод. ст. (980 Па) нагнітається вентиляторами в міждонний простір між дном і дренажем. У тому місті відвідного лотка, де вода виходить з-під біофільтра, влаштовують гідрозатвор висотою 200 мм,

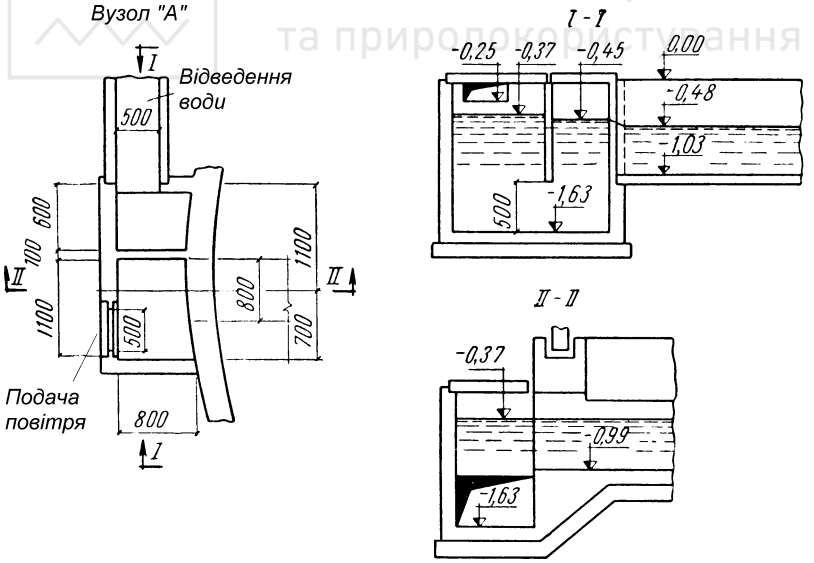


Рис. 9.7. Гідрозатвор на виході з високонавантажуваного біофільтра

а міждонний простір закривають з усіх сторін (рис. 9.7). Це робиться для того, щоб усе повітря, яке нагнітається вентилятором, повністю надходило в тіло біофільтра, а не виходило з біофільтра разом із очищеними стічними водами.

В окремих випадках, коли $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод більша від граничного для високонавантажуваних біофільтрів значення 300 мг/л, застосовується рециркуляція очищених стічних вод, яка забезпечує розбавлення очищуваних стічних вод, збільшення гідравлічного навантаження на біофільтр, підвищення ефекту очистки стічних вод. Зазвичай для рециркуляції використовується очищена стічна вода, яка забирається з каналу після вторинного відстійника (див. рис. 9.8, а) і змішується з очищуваними стічними водами перед біофільтром.

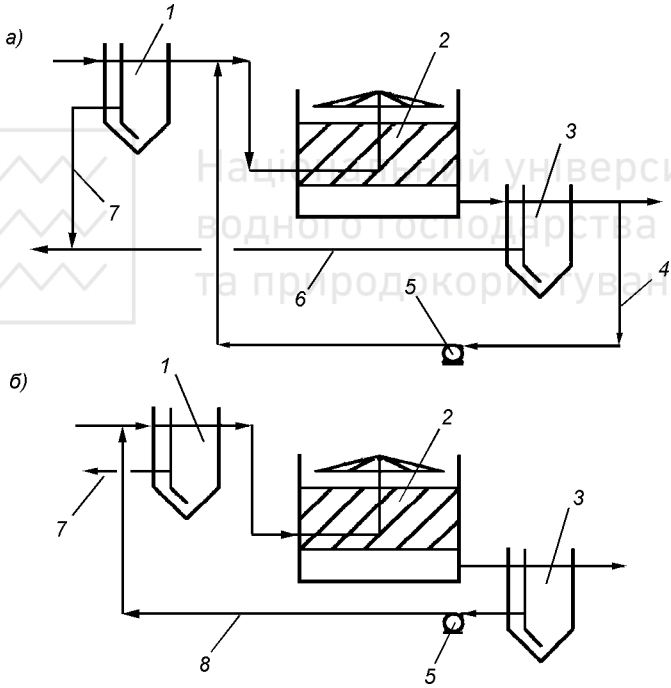


Рис. 9.8. Схеми очистки стічних вод на біофільтрах з рециркуляцією очищеної води: а) - подача очищеної води перед біофільтром; б) - подача очищеної води з надлишковою біоплівкою перед первинним відстійником; 1 - первинний відстійник; 2 - біофільтр; 3 - вторинний відстійник; 4 - рециркуляційна вода; 5 - насос; 6 - надлишкова біоплівка; 7 - сирий осад; 8 - рециркуляційна вода з біоплівкою

Національний університет
водного господарства
та природокористування

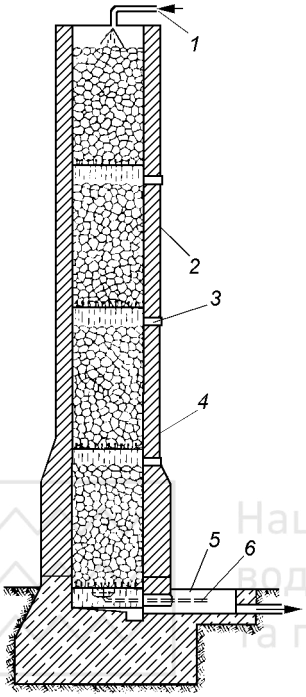


Рис. 9.9. Вежний біофільтр:
1 - подача стічних вод; 2 - стіна вежі; 3 - контрольний отвір; 4 - дренаж; 5 - відвідний колодязь; 6 - подача додаткового повітря від тиском

Рециркуляційна рідина вміщує нітрити, нітрати, розчинений кисень, аеробні мікроорганізми й ферменти. При змішуванні її з очищуваною водою відбувається «освіження» стічних вод, як правило, підвищується pH, зменшується запах. Головна перевага рециркуляції полягає в тому, що отримувана суміш стічних вод і рециркуляційної рідини набуває властивостей, які забезпечують високу ефективність окислення забруднень біоплівкою. При рециркуляції набагато ефективніше працюють нижні шари завантаження біофільтра.

Роль рециркуляції підвищується ще більше у випадку, коли очищена вода повертається разом із біоплівкою і змішується потім з неочищеними стічними водами перед первинними відстійниками (рис. 9.8, б). За рахунок цього вже в первинних відстійниках розпочинається процес біологічної очистки стічних вод. При використанні цієї схеми рециркуляції об'єм вторинних відстійників можна не збільшувати, оскільки рециркуляційна рідина не надходить у їх відстійну зону.

Високонавантажувані біофільтри можуть забезпечити будь-який заданий ступінь очистки стічних вод, а тому знайшли використання як для повної, так і для неповної біологічної їх очистки на очисних станціях продуктивністю до 50000 м^3/добу. При необхідності високонавантажувані біофільтри можуть також працювати і за двоступінчастою схемою.

Національний університет
та природокористування

9.2.3. Вежні біофільтри

Вежні біофільтри використовуються при витратах очищуваних стічних вод до 50000 м^3/добу. Вони відрізняються від високонавантажуваних більшою крупністю - 40-100 мм і висотою завантаження - 8-16 м, що розділяється дренажем на яруси висотою 2-4 м (рис. 9.9). Внизу фільтра влаштовується міждонний простір висотою 0,4-0,9 м.

Висока окислювальна потужність вежного біофільтра, відношення діаметру якого до висоти завантаження повинно складати 1:6-1:8, забезпечується за рахунок виникаючої тяги. Крім того, значна висота і незамулюваність великого за розміром завантаження дозволяє подавати на вежний біофільтр стічні води з $БПК_{повн}$ 250-500 мг/л.

Вежні біофільтри проектуються на повну й неповну біологічну очистку стічних вод і можуть працювати за одноступінчастою чи двоступінчастою схемами.

Кількість надлишкової біоплівки, що виноситься з вежних біофільтрів, приймається такою ж, як і для високонавантажуваних біофільтрів - 28 г/(жит.добу) за сухою речовиною; вологість біоплівки становить 96 %.

У вітчизняній практиці вежні біофільтри великого поширення не набули.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

9.3. Біофільтри з площинним завантаженням

У біофільтрах із об'ємним завантаженням приблизно 50 % об'єму тіла біофільтра зайняте власне завантаженням. При використанні ж площинного завантаження його пористість досягає 70-99 %, тобто власне завантаження займає лише 1-30 % тіла біофільтра. Завдяки цьому створюються сприятливі умови для обтікання повітрям біологічної плівки, руху рідини по поверхні завантаження, що у поєднанні з високою питомою площею його поверхні забезпечує суттєві переваги біофільтрів із площинним завантаженням перед біофільтрами інших типів (див. табл. 9.1), а саме: більшу в 3-4 рази окислювальну потужність; незамулюваність завантаження, що дозволяє подавати на ці біофільтри навіть неосвітлені стічні води; хорошу вентиляцію завантаження завдяки його високій пористості (штучна вентиляція в біофільтрах з площинним завантаженням не здійснюється); високу продуктивність праці при будівництві біофільтрів із готових блоків, скорочення тривалості будівництва.

Біофільтри з площинним завантаженням проектуються круглими чи багатокутними (8- і 16-кутними) в плані, висотою 3-8 м (у вітчизняній практиці - 3-4 м). Для запобігання переохолодженню завантаження в зимовий період їх розміщують в опалюваних приміщеннях. Конструкція дренажу і дна біофільтрів із площинним завантаженням принципово не відрізняється від

високонавантажуваних біофільтрів. Для забезпечення достатнього притоку повітря в біофільтри з площинним завантаженням у їх зовнішніх стінах на рівні між дном і дренажем влаштовують вікна. Розподіл стічних вод по поверхні біофільтрів звичайно здійснюють за допомогою радіальних реактивних зрошувачів, що обертаються.

При повній біологічній очистці на біофільтрах із пластмасовим завантаженням допустима величина $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод складає 250 мг/л, а при неповній біологічній очистці - не обмежується.

В біофільтрах із площинним завантаженням використовуються елементи різноманітних типів із пластмаси, металу, кераміки й ін. різної форми (див. рис. 9.10). Згідно СНиП 2.04.03-85 до матеріалів площинного завантаження пред'являються ті самі вимоги, що й до об'ємного завантаження біофільтрів. При цьому площинне завантаження з пластмас повинно витримувати температуру від +6 до +30 °С без втрати міцності. У залежності від типу використовуваного площинного завантаження воно відповідним чином вкладається в тіло біофільтра: жорстке блочне - у вигляді блоків, жорстке засипне - насипом, м'яке - у вигляді рулонів чи кріпиться у вигляді полотен. Але в будь-якому випадку площинне завантаження слід вкладати таким чином, щоб виключити можливість «проскакування» неочищених стічних вод через тіло

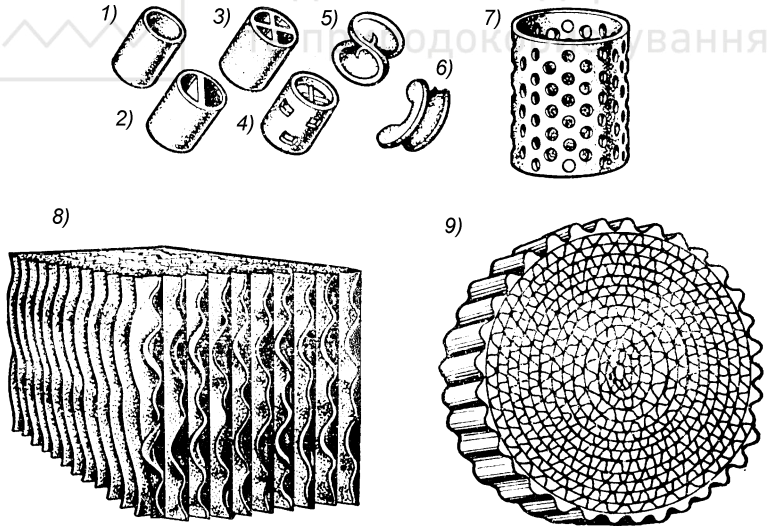


Рис. 9.10. Типи площинних завантажень біофільтрів:
1) - Кільця Рашига; 2) - кільця із перетинкою; 3) - кільця із хрестоподібною перетинкою; 4) - кільця Палля; 5) - сідла Берля; 6) - сідла «Інталокс»; 7) - циліндри з отворами; 8) - жорстке блочне завантаження; 9) - м'яке завантаження

Національний університет
водного господарства
природокористування

біофільтра.

Жорстке засипне завантаження біофільтрів виготовляється у вигляді кілець, обрізків труб й інших елементів із пластмас (полівінілхлориду, поліетилену, поліпропілену, полістиролу), кераміки, а іноді з металу (рис. 9.10, 1-7). В залежності від матеріалу завантаження його питома площа поверхні становить 100-330 $м^2/м^3$, а пористість - 70-90 %. Питома вага жорсткого засипного завантаження складає 100-600 $кг/м^3$, що дозволяє влаштовувати біофільтри з висотою шару завантаження 1-6 м.

Жорстке засипне завантаження типів «Флокор», «Філтерпак», «Етапак», «Пропак» випускається в промислових масштабах і широко використовується в закордонній практиці (табл. 9.3). У вітчизняній практиці жорстке засипне завантаження практично не використовується.

Таблиця 9.3

Характеристика закордонних площинних завантажень біофільтрів [3]

Марка завантаження	Країна-виробник	Питома площа поверхні, $м^2/м^3$	Пористість, %	Питома вага, кг/м3
Жорстке засипне завантаження				
Флокор R2S	Англія	140	96	110
Флокор RS	Англія	250	97	140
Флокор RC	Англія	330	95	170
Філтерпак 1127	Англія	118	93	-
Філтерпак 1130	Англія	190	93	-
Етапак	Англія	90-210	93	-
ПроПак С	Канада	106	90	-
ПроПак N	Канада	212	90	-
Жорстке блочне з вертикальним рухом рідини				
Флокор Е	Англія	85	97	17
Флокор М	Англія	135	95	-
Вініл-Кор	США	85-120	95	-
Сурфпак	США	82	94	-
Клойзоніл	Франція	210	94	-
Гідропак	ФРН	200	97	-
БІО-НЕТ	ФРН	100	95	46
ТЕРРАпак	ФРН	200	95	70
Жорстке блочне з хрестоподібним рухом рідини				
ПЛАСдек В 27	Швеція	100	95	30
ПЛАСдек В 19	Швеція	140	95	40
ПЛАСдек В 12	Швеція	230	95	50

Перевагою жорсткого засипного площинного завантаження є його велика питома площа поверхні й значна окислювальна потужність. Внаслідок випадкового розміщення окремих елементів у завантаженні забезпечується більш рівномірний «перерозподіл» стічних вод по поперечному перетину

біофільтра, що є особливо важливим при незадовільній роботі водорозподільних пристроїв. Однак таке завантаження має суттєвий недолік: при певних умовах, як і завантаження краплинних біофільтрів, воно може замулюватись.

У біофільтрах із жорстким блочним завантаженням вода проходить по утворених формою завантаження каналах, що робить неможливим їх замулювання. Блоки завантаження збираються на клею чи за допомогою спеціальних з'єднань із пласких і гофрованих листів, частіше всього пластмасових (полівінілхлорид, поліетилен, поліпропілен, полістирол й ін.) чи азбестоцементних. Питома вага пластмасового завантаження складає 40-100 кг/м^3, а пористість - 90-97 %. Висота шару жорсткого блочного пластмасового завантаження в біофільтрах може становити 2-16 м. Пористість азбестоцементного блочного завантаження складає 80-90 %, а густина - 200-250 кг/м^3. Висота азбестоцементного завантаження в біофільтрах звичайно складає 2-6 м.

У вітчизняній практиці деякого поширення набуло жорстке блочне завантаження з поліетиленових чи азбестоцементних листів, характеристика якого наведена у таблиці 9.4. В останні роки в Україні фірма «Екополімер» налагодила випуск блочних завантажень із полімерних гофрованих листів (рис 9.11). Таке завантаження має питому площу поверхні 100-150 м^2/м^3, діапазон робочих температур від -30 до +65 °С. Воно транспортується до місця вкладання у вигляді компактно складених листів і збирається в блоки за допомогою спеціальних з'єднувальних елементів безпосередньо на об'єкті, що дозволяє суттєво зменшити транспортні витрати. Розміри блоків підбираються в залежності від геометрії біофільтра (рис. 9.12 і 9.13).

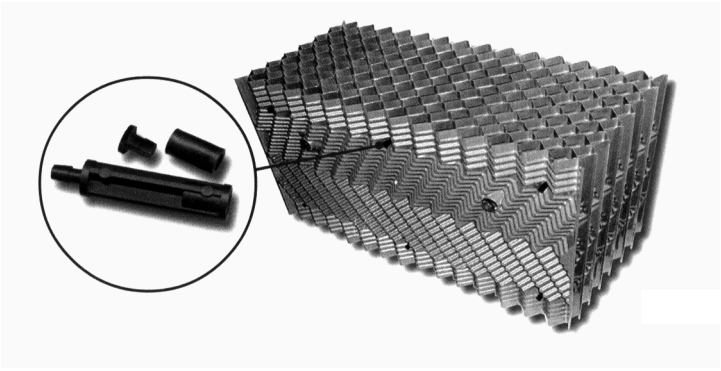


Рис. 9.11. Модуль завантаження «Екополімер» з елементами кріплення

За кордоном великого поширення набули жорсткі блочні завантаження типів «Флокор» (рис. 9.14), «Вінілкор», «Сурфпак», «Гідропак», які найчастіше мають розміри 1,2х0,6х0,6 м (табл. 9.3). Рух рідини в каналах цих завантажень здійснюється зигзагоподібно згори вниз. Однак встановлено, що

найбільш оптимальним є хрестоподібний режимом руху води в каналах завантаження, який дає можливість рівномірного розподілу стічних вод по поперечному перерізу біофільтра й забезпечує ефективне використання усього

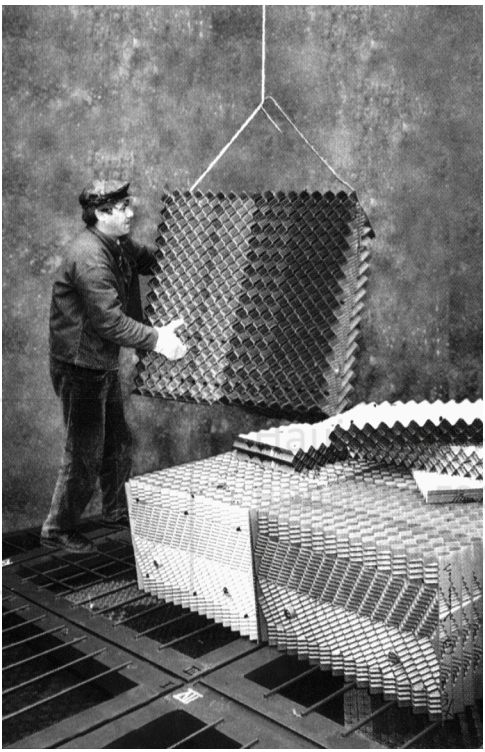


Рис. 9.12. Монтаж жорсткого блочного завантаження у біофільтр

об'єму його завантаження. Прикладом завантаження з хрестоподібним рухом рідини є завантаження типу «ПЛАСдек» (рис. 9.15), канали якого влаштовуються під кутом 45-60 ^{o} і періодично з'єднуються між собою.

Іншим типом площинного завантаження біофільтрів є м'яке завантаження з металевих сіток, пластмасових плівок чи синтетичних тканин (нейлон, капрон), які кріпляться на спеціальних каркасах чи вкладаються вертикально у вигляді рулонів (рис. 9.10, 9). Таке завантаження має питому вагу 5-60 кг/м^3, пористість 94-99 % і вкладається висотою 3-8 м.

Біофільтри з жорстким засипним і м'яким завантаженням рекомендується використовувати при витратах стічних вод до 10 тис. м^3/добу, а з жорстким блочним завантаженням - до 50 тис. м^3/добу.

До недоліків біофільтрів із площинним завантаженням можна віднести порівняно велику вартість пластмасового завантаження, можливість пере-

Національний університет
охолодження завантаження в зимовий період, що робить необхідним у більшості випадків влаштовувати біофільтри в опалюваних приміщеннях.

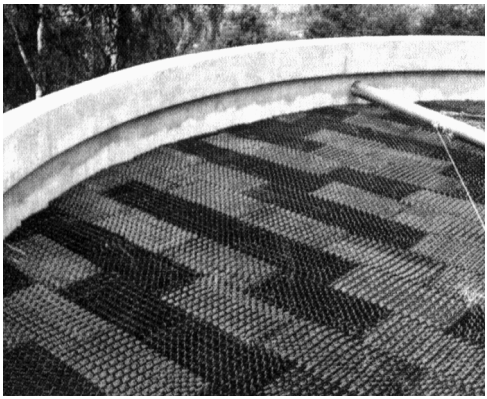


Рис. 9.13. Вид поверхні біофільтра з жорстким блочним завантаженням

Національний університет
водного господарства
природокористування

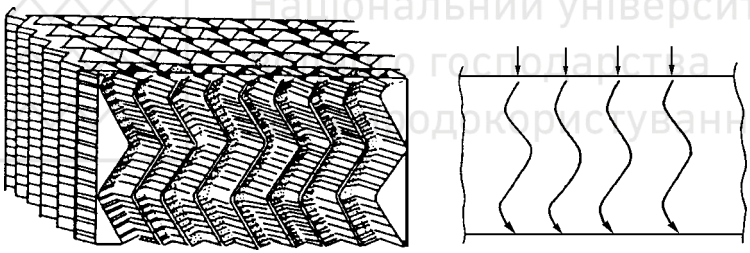


Рис. 9.14. Жорстке блочне завантаження типу «Флокор» і схема руху води в ньому

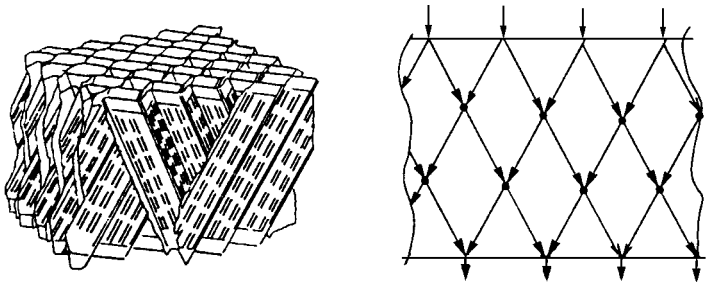


Рис. 9.15. Жорстке блочне завантаження типу «ПЛАСдек» і схема руху води в ньому

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.4

Характеристика вітчизняних площинних завантажень біофільтрів [6]

Вид завантаження	Питома площа поверхні, $м^2/м^3$	Пористість завантаження, %	Питома вага завантаження, $кг/м^3$	Середнє навантаження по $БПК_{повн}$, $кг/(м^3/добу)$
Гофровані поліетиленові листи типу «складна хвиля»:				
з прокладкою пласкими листами	125	93	68	3
без прокладок	90	95	50	2,2
Поліетиленові листи гофровані:				
з прокладкою пласкими листами	250	87	143	3,6
без прокладок	140	93	68	2,2
Азбестоцементні листи гофровані	60	80	500	1,2

9.4. Занурювані біофільтри

9.4.1. Дискові біофільтри

Основними елементами дискового біофільтра є круглі диски діаметром до 3 м, які розміщені вертикально на горизонтальному валу на відстані 10-30 мм один від одного. Диски приблизно на половину діаметра занурені в лоток, по якому протікає стічна вода, і повільно обертаються за допомогою електроприводу. Поступово на поверхні дисків з'являється біоплівка, яка за видовим складом утворюючих її мікроорганізмів не відрізняється від біоплівки біофільтрів із об'ємним і площинним завантаженням. При занурюванні в рідину здійснюється процес сорбції біоплівкою нерозчинних, колоїдних і розчинних забруднень, що містяться в стічних водах. Коли біоплівка знову опиняється у повітрі, відбувається інтенсивне поглинання кисню й окислення вже сорбованих забруднень. За рахунок обертання дисків здійснюється також аерація очищуваних стічних вод. Частина біоплівки, включаючи відпрацьовану, відривається від поверхні дисків, попадає в лоток і знаходиться в очищуваних стічних водах у завислому стані. Таким чином, процеси біохімічного окислення органічних забруднень стічних вод здійснюються як біоплівкою, закріпленою на поверхні завантаження (як і в біофільтрах), так і вільно плаваючою біоплівкою (аналогічно до аеротенків).

Диски виготовляються з алюмінієвих, пластмасових (полістирол, вініпласт) чи азбестоцементних листів товщиною від 1 до 10 мм. Для збільшення площі прикріплення біоплівки в дисках можуть влаштовуватись отвори діаметром 5-10 мм. Диски жорстко закріпляються на полому стальному валі, кінці якого опираються на підшипники. Один із кінців валу з'єднується з приводом. Якщо використовуються тонкі пластмаси чи алюміній, то на 1 п. м.

валу можна встановити до 30 дисків. На деяких установках довжина валу без проміжних опор досягає 7 м.

В одній установці можуть встановлюватись від 1 до 5 пакетів дисків. Усі пакети в межах однієї установки приводяться в дію від одного електродвигуна за допомогою ланцюгової передачі від валу до валу. Для забезпечення обертання валу з необхідною швидкістю використовуються моторередуктори різноманітних марок.

Пакети дисків встановлюються в круглі лотки з монолітного бетону на сульфатостійкому цементі. Можливе також влаштування лотків із листових матеріалів - сталі чи пластмас. Розміри лотка визначають таким чином, щоб відстань між дисками і стінками лотка складала 2-5 см.

Очищувані стічні води надходять у лотки через впускний отвір чи перелив, який влаштовується вздовж однієї стінки, розміщеної перпендикулярно дискам, а відводяться через отвір, чи перелив з протилежної сторони. Стічні води можуть впускатися й випускатися також через стінки, розміщені паралельно дискам (рис. 9.16). У нижній частині лотків влаштовують збірно-відвідні канали чи поздовжні бункери для збирання і відведення осаду, які закінчуються відвідним трубопроводом із засувкою. Осад далі скидається у збірний колектор, по якому він надходить на зневоднення.

Швидкість обертання дисків зазвичай складає 2-10 $хв^{-1}$ і встановлюється в залежності від характеру й ступеня забрудненості стічних вод. Збільшення швидкості обертання дисків дозволяє покращити надходження кисню

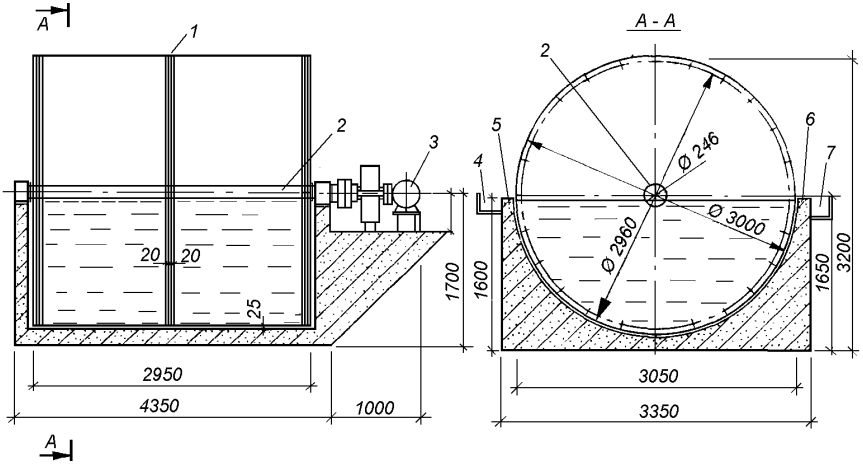


Рис. 9.16. Дисковий біофільтр:
1 - диски; 2 - вал; 3 - привід блоку дисків; 4 - підвідний лоток; 5 - лоток; 6 - водозлив; 7 - відвідний лоток

в біоплівку, збільшити насичення стічної води киснем, однак разом із цим зростає споживання електроенергії, збільшується «зрізаючий момент» при входженні біоплівки у стічні води. Тому лінійна швидкість обертання на краю диску приймається в межах 0,3-1,3 м/с.

За рахунок використання закріпленої й вільно плаваючої біоплівки, хороших умов контакту її з органічними речовинами стічних вод і киснем повітря, насичення очищуваних стічних вод киснем, дискові біофільтри забезпечують вилучення забруднень із підвищеними швидкостями. У порівнянні з іншими типами біофільтрів, дискові біофільтри мають ряд суттєвих переваг: вони нескладні за конструкцією й прості в експлуатації; мають малі енергетичні витрати, які в 3-3,5 рази менші, ніж в аеротенках (енергетичні витрати в дискових біофільтрах не перевищують 0,3 КВт.год на 1 кг знятої $БПК_5$); мають малий гідравлічний опір, а тому не потребують великих перепадів висот для своєї роботи (при наявності перепаду висот більше 0,5-1 м пакет дисків може обертатись за рахунок енергії потоку); можуть ефективно працювати при великій нерівномірності надходження стічних вод і різких коливаннях концентрацій забруднень; товщину біоплівки у дискових біофільтрах можна контролювати і регулювати.

Недоліком дискових біофільтрів є можливість інтенсивного розвитку біоплівки і забивання простору між сусідніми дисками. У цьому випадку передбачаються заходи по примусовому видаленню біоплівки з поверхні дисків. Погано впливають на роботу дискових біофільтрів і відключення електроенергії. Через велику інерцію пакетів дисків включення біофільтра в роботу після зупинки потребує значних зусиль і часто призводить до виходу з ладу електроприводу.

Дискові біофільтри використовуються для повної та неповної біологічної очистки стічних вод. Вони встановлюються після споруд механічної очистки, відділення відпрацьованої біоплівки від стічних вод здійснюється у вторинних відстійниках. Дискові біофільтри розміщуються в опалюваних і неопалюваних приміщеннях.

Дискові біофільтри доцільно використовувати для очистки стічних вод малих населених пунктів з витратою до 500-1000 $м^3$/добу, а також стічних вод від окремих будівель, кемпінгів, будинків відпочинку, санаторіїв, таборів, вахтових селищ тощо. Вони знайшли застосування і для очистки стічних вод підприємств, що знаходяться в сільській місцевості (молокозаводи, спиртзаводи, консервні заводи й ін.).

9.4.2. Барабанні біофільтри

Барабанні біофільтри (біобарабани, контактори) є подальшою модифікацією дискових біофільтрів. Основним елементом таких біофільтрів є

барабан, жорсткий корпус якого обтягується сіткою і поділяється усередині радіальними поздовжніми перегородками на 6-8 секторів, які заповнюються завантаженням (рис. 9.17). Як завантаження використовують пластмасові, азбестоцементні й металеві гофровані, перфоровані і гладкі листи, м'які тканинні та плівкові матеріали на каркасі, блочні завантаження з пластмас. Усі ці матеріали завантажень кріпляться до каркасу барабанного біофільтра. Засипні елементи з пластмасових кульок, обрізків труб, різного виду виробів із пластмас, металу, а також волокнистих матеріалів заповнюють сектори біофільтра на 60-90 % об'єму.

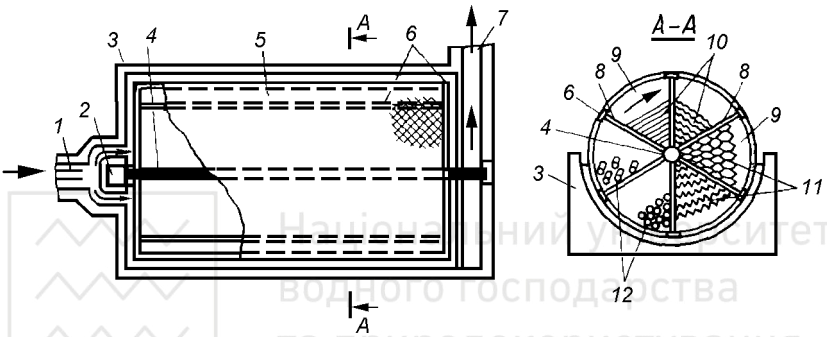


Рис. 9.17. Односекційний барабанний біофільтр:
1 - підвідний лоток; 2 - електромотор з редуктором; 3 - лоток; 4 - вал; 5 - барабан із металевої сітки; 6 - каркас жорсткості; 7 - відвідний лоток; 8 - перегородки; 9 - сектори барабану; 10 - пласкі та гофровані листи завантаження; 11 - блоки завантаження; 12 - засипний матеріал (пластмасові кульки, обрізки труб й ін.)

Барабани довжиною 2-3 м і діаметром 2-2,5 м обертаються із швидкістю 0,5-5 хв$^{-1}$. До складу однієї установки можуть входити від 1 до 8 барабанів. Якщо число барабанів більше 3, то горизонтальний вал встановлюють на проміжних опорах. Як і на дискові, на барабанні біофільтри подаються попередньо освітлені стічні води, а відділення біоплівки від очищених стічних вод здійснюється у вторинних відстійниках.

Очищувані стічні води з лотка біофільтра через сітку надходять усередину барабанів і контактують із біологічною плівкою, що вкриває матеріал завантаження. При обертанні барабанів стаціонарно закріплені елементи завантаження почергово опиняються в рідині і на повітрі, а процеси біологічної очистки стічних вод здійснюються аналогічно процесам у дискових біофільтрах. Якщо використовуються засипні тверді чи волокнисті елементи, то при обертанні барабанів вони переміщуються усередині його секторів, що сприяє

хорошому контакту біоплівки з очищуваною водою, а також ефективному відділенню відпрацьованої біоплівки від поверхні завантаження.

Донецькою державною академією будівництва і архітектури запропоновано використовувати як завантаження біобарабану йоржі діаметром 50-65 мм із скловолокна. Питома поверхня таких біобарабанів досягає 10000-15000 $м^2$ на 1 $м^3$ об'єму, пористість - 99 %, а окислювальна здатність - 6 кг $O_2/(м^3$.добу). Розроблені проекти очисних споруд із такими біобарабанами діаметром 1,2, 1,4 і 2 м, що встановлюються у 5-6 ступенів, продуктивністю 50-700 $м^3$/добу.

9.5. Розподіл стічних вод по поверхні біофільтрів

Ефективна робота біофільтрів забезпечується тільки за умови рівномірного зрошення стічними водами їх поверхні. Зрошення здійснюється розподільними пристроями, які поділяються на нерухомі і рухомі. До нерухомих пристроїв відносяться спринклери, дірчасті жолоби й труби, що вкладаються на поверхню біофільтрів, а також водоструминні зрошувачі. Жолоби й труби є найпростішими водорозподільними пристроями і використовуються лише на біофільтрах малої продуктивності. До рухомих водорозподільних пристроїв відносяться реактивні зрошувачі, рухомі наливні колеса і жолоби, що коливаються.

У наш час для розподілу стічних вод по поверхні біофільтрів використовуються переважно спринклери, обертові реактивні, а також водоструминні зрошувачі.

9.5.1. Спринклерне зрошення

Спринклерна система складається із дозувального бака, розподільної мережі і спринклерів.

Спринклери (спринклерні головки) являють собою спеціальні насадки з бронзи чи латуні, які вкручуються на різьбі в стояки розподільної мережі (рис. 9.18). Діаметри вихідних отворів спринклерів складають 19, 22 чи 25 мм. За допомогою спеціальних підковоподібних опор над кожним спринклером закріплюється відбивальний зворотний конус, який забезпечує створення грибоподібної форми потоку рідини.

Спринклери встановлюються на висоті 15-20 см від поверхні завантаження, при цьому сама розподільна мережа труб може розміщуватись на поверхні чи на глибині 0,5-0,75 м у товщі завантаження. Стояки із спринклерами розміщуються таким чином, щоб забезпечити рівномірне зрошення поверхні завантаження. Найчастіше їх розміщують рядами на відстані

$1{,}732R$ один від одного і міжрядною відстанню $1{,}5R$, де R - радіус розбризкування (рис. 9.19).

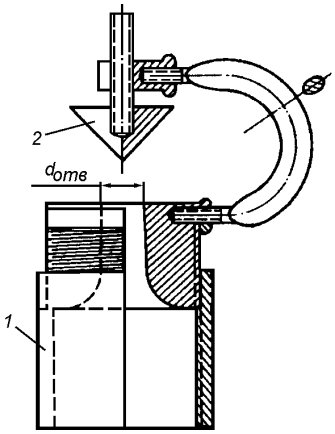


Рис. 9.18. Спринклерна голівка: 1 - корпус; 2 - відбивальний конус

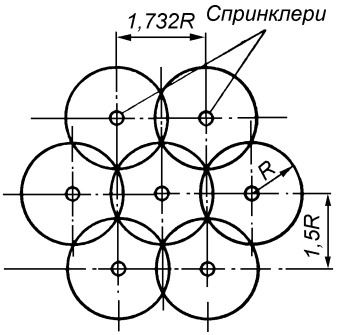


Рис. 9.19. Схема розміщення спринклерів

При великій площі біофільтри розділяються на секції із самостійними водорозподільними мережами і окремими дозувальними баками. У вітчизняній практиці найбільшого поширення набув дозувальний бак із сифоном, основною перевагою якого є відсутність рухомих частин. Дозувальний бак автоматично подає воду в спринклерну мережу під постійним тиском. Тривалість спорожнення бака (період зрошення), що залежить в основному від його місткості й діаметра випускної труби, завжди однакова; тривалість же наповнення бака залежить лише від притоку стічних вод, який коливається протягом доби. Тому зрошення поверхні біофільтра здійснюється періодично, через нерівні за тривалістю інтервали. Для запобігання сильному охолодженню завантаження біофільтрів у випадку, якщо вони не обігріваються, інтервал між зрошенням не повинен перевищувати 5-8 хв.

Дозувальний бак має форму перекинутої зрізаної піраміди з сифоном і містить обладнання для автоматизації його роботи (рис. 9.20). Сифон, який є початком магістрального трубопроводу розподільної системи, входить у бак на деяку висоту від його дна. Над обрізом труби сифону розміщений перекинутий металевий стакан, який не доходить до дна, але кріпиться до нього за допомогою підставок. До верхньої частини стакана з протилежних сторін приєднані дві трубки: одна з них - сифонуюча, а інша - роз'єднувальна. Сифонуюча трубка закінчується відкритим кінцем вище максимального рівня води в баку; крім цього, ця трубка приєднана до магістрального відвідного

Національний університет
та природокористування

трубопроводу. Роз'єднувальна трубка закінчується відкритим кінцем біля дна баку.

Дія дозувального бака полягає в наступному. В початковий момент наповнення бака вода у ньому стоїть на рівні мінімального напору A, що відповідає нижньому коліну роз'єднувальної трубки; вода в сифонуючій трубці доходить до точки B_1 приєднання до ковпака; у сифоні в цей момент вода стоїть на горизонті $Б_1$ вихідного отвору спринклерів. Після того, як вода закриє нижній відкритий кінець роз'єднувальної трубки, вихід повітря з-під ковпака припиняється. При подальшому підвищенні рівня води в баку повітря під ковпаком буде стискатися, внаслідок чого горизонт води в лівому коліні сифонуючої трубки буде поступово опускатися до низу трубки, а у правому коліні - підніматися до рівня B_3 переливу у відвідний трубопровід, куди буде надходити вода, що витісняється.

Коли рівень води в баку дійде до горизонту максимального напору, її рівень під ковпаком досягне верхнього краю магістрального відвідного трубопроводу; рівень води в сифоні знизиться до відмітки $Б_2$; рівень води в лівому коліні сифонуючої трубки знизиться до відмітки B_2, а в правому коліні сифонуючої трубки вода буде на колишньому рівні B_3. При цьому тиск повітря під стаканом у сифоні магістрального відвідного трубопроводу і в сифонуючій трубці буде рівний висоті водяного стовпа h_p. У наступний момент при деякому незначному підвищенні горизонту максимального напору води в баку тиск повітря під стаканом підвищиться, що призведе до прориву гідравлічного затвору в сифонуючій трубці; після цього тиск повітря під стаканом упаде до атмосферного, вода з бака заповнить стакан і надійде в магістральний трубопровід (відбудеться сифонування). Бак буде спорожнюватися доти, доки горизонт води в ньому не упаде до рівня A нижнього коліна роз'єднувальної трубки. Повітря, яке надійде через цю трубку під стакан, зірве в ньому вакуум і припинить дію сифона. У період спорожнення бака вода з нього засмоктується в сифонуючу трубку, через яку надходить у відвідний трубопровід. Після спорожнення бака обидва коліна сифонуючої трубки залишаються заповненими водою до рівня висоти ковпака B_1.

Для регулювання максимального рівня напору води в баку, при якому починається сифонування води в системі, верхню частину сифонуючої трубки роблять рухомою на сальниках. Шляхом підвищення або пониження точки приєднання переливного патрубка сифонуючої трубки можна відрегулювати початок роботи сифона в момент досягнення рівня води під ковпаком краю відвідного трубопроводу. Відвідну трубу від бака можна влаштовувати з гідрозатвором чи без нього. Діаметр сифона приймається рівним діаметру магіс-

трального відвідного трубопроводу. Внутрішній діаметр стакана приймають рівним двом діаметрам труби сифона, але він може бути й більшим.

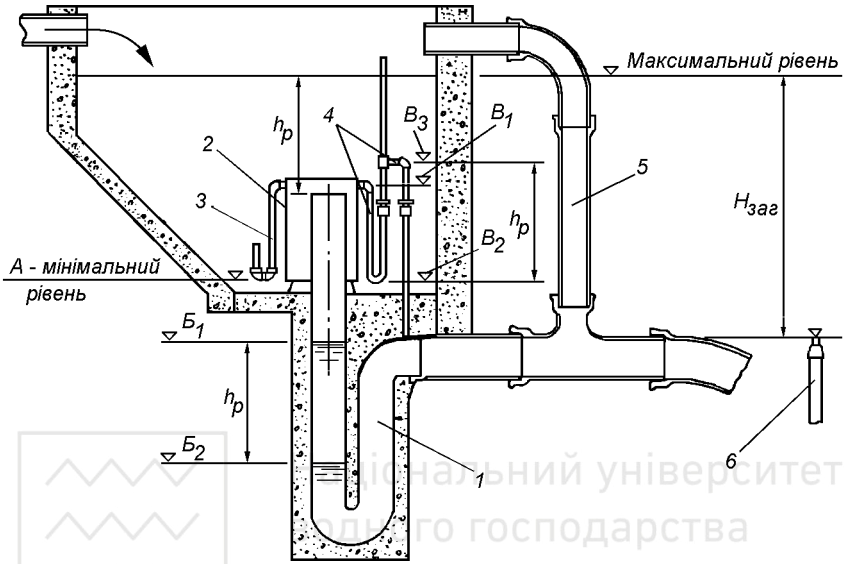


Рис. 9.20. Дозувальний бак біофільтра:
1 - магістральний відвідний трубопровід з сифоном; 2 - перекинутий металевий стакан; 3 - роз'єднувальна трубка; 4 - сифонуюча трубка; 5 - переливний трубопровід; 6 - спринклер

По мірі витікання води з бака радіус дії спринклера, який залежить від напору, поступово зменшується, і таким чином зрошується вся площа навкруги спринклера. Для більш рівномірного розподілу води по зрошуваній площі баку надають такої форми, при якій площа його горизонтальних перетинів на різних рівнях пропорційна витраті води з бака в даний момент. Цій вимозі з достатнім наближенням відповідає форма зрізаної перекинутої піраміди. Площу нижнього її перетину призначають у залежності від розміру вхідної труби; площу нижнього перетину (що відповідає рівню води при максимальному напорі) визначають із вказаного співвідношення.

9.5.2. Обертові реактивні зрошувачі

Обертовий реактивний зрошувач являє собою вертикальний стояк, до якого консольно прикріплені 2, 4 чи 6 радіальні дірчасті труби (рис. 9.21).

Стояк встановлюється на підшипниках і може обертатися навколо своєї осі. Стічна вода з розподільної камери під напором надходить у стояк, далі в радіальні труби й через отворив них виливається на поверхню біофільтра. Під дією реактивної сили, що виникає при витіканні з отворів води, зрошувач обертається.

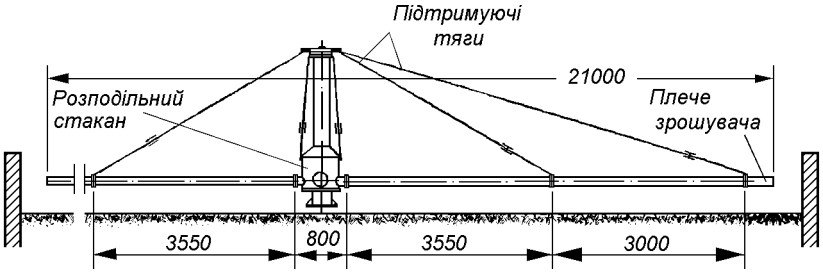


Рис. 9.21. Обертовий реактивний зрошувач

Плече радіального зрошувача звичайно приймається на 0,1 м меншим від радіуса біофільтра, його відстань до поверхні завантаження складає 0,2 м. Діаметр отворів у трубах складає 10-15 мм, відстань між ними зменшується від центру до периферії, що забезпечує рівномірний розподіл стічних вод по поверхні біофільтра. Швидкість руху рідини у трубах приймається 0,5-1 м/с, а в отворах - не менше 0,5 м/с.

Для приведення у дію реактивного зрошувача необхідний відносно малий напір (0,2-1 м), що є однією з переваг цього пристрою. Крім цього, при використанні реактивних зрошувачів відпадає необхідність у влаштуванні дозаторів. Тому реактивні зрошувачі набули поширення у вітчизняній і закордонній практиці.

9.5.3. Водоструминна система зрошення

Для розподілу стічних вод по поверхні біологічних фільтрів із площинним завантаженням знаходить застосування так звана водоструминна система зрошення. Вона складається з магістрального трубопроводу чи лотка, розподільних трубопроводів чи лотків, насадкових елементів циліндричного, конічного чи коноїдального типу з отворами діаметром 15-32 мм, що розміщені на дні розподільних трубопроводів чи лотків, а також водовідбійних розеток.

Розподільна мережа розміщується над поверхнею завантаження біофільтра на відстані 0,5-1 м. Стічна вода з магістрального трубопроводу надходить у розподільну мережу і через насадкові елементи виливається у вигляді окремих струмин на водовідбійні розетки, що мають плоску чи увігнуту

Національний університет
сферичну форму з гладкими чи фігурними краями. Водовідбійні розетки розміщуються над завантаженням чи безпосередньо на його поверхні; у першому випадку вони підвішуються до розподільних трубопроводів чи лотків, а у другому - закріплюються на поверхні завантаження. Вдаряючись у розетку, струмина розбивається на окремі бризки й струминки, рівномірно зрошуючи поверхню завантаження біофільтра.

9.6. Методи розрахунку біофільтрів

Розрахунок біофільтрів полягає у визначенні необхідної висоти і об'єму завантаження, розмірів водорозподільних пристроїв (дозувальних баків, розподільних трубопроводів, спринклерів), а також лотків для збирання і відведення очищених стічних вод.

9.6.1. Методи розрахунку краплинних біофільтрів

Метод розрахунку краплинних біофільтрів за окислювальною потужністю завантаження тривалий час використовувався у вітчизняній практиці. Потрібний об'єм завантаження біофільтра за цим способом визначається за формулою

$$W = \frac{(L_{en} - L_{ex})Q_{доб}}{ОП}, м^3, \quad (9.1)$$

де L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, мг/л; $Q_{доб}$ - розрахункова витрата стічних вод, $м^3$/добу; $ОП$ - окислювальна потужність завантаження, г $БПК_{повн}$ на 1 $м^3$ завантаження за добу.

Окислювальна потужність залежить від наступних чинників: виду стічних вод (здатності забруднень стічних вод до біохімічного окислення); виду матеріалу завантаження (питомої поверхні, пористості й інших показників завантаження); температури стічних вод і повітря, кількості повітря, що надходить у завантаження.

При розрахунку краплинних біофільтрів окислювальну потужність приймають у залежності від середньорічної температури повітря за табл. 9.5. Для краплинних біофільтрів окислювальна потужність складає $ОП$ =100-300 г $БПК_{повн}$ /($м^3$.добу).

Потрібна площа краплинних біофільтрів у плані визначається за формулою

$$F = W / H, м^2, \quad (9.2)$$

де H - висота завантаження біофільтра (1,5-2 м).

Національний університет водного господарства та природокористування

Гідравлічне навантаження на поверхню краплинних біофільтрів складає

$$q_o = Q_{доб} / F, м^3 / (м^2 . добу), \quad (9.3)$$

і повинно знаходитись в межах 1-3 м^3/(м^2.добу).

Метод розрахунку краплинних біофільтрів за СНиП 2.04.03-85 розроблений на кафедрі каналізації Московського державного будівельного університету. Він грунтується на експериментально встановленій залежності між відношенням БПК$_{повн}$ стічних вод на вході й на виході з біофільтра $K = L_{en} / L_{ex}$ і основними технологічними параметрами краплинного біофільтра: висотою шару завантаження H, гідравлічним навантаженням q_o, середньозимовою температурою води T (див. табл.9.6).

Таблиця 9.6

Параметри краплинного біофільтра [2]

Гідравлічне навантаження q_o, м^3/(м^2.добу)	Значення K при середньозимовій температурі стічної води T			
	8 °С	10 °С	12 °С	14 °С
1	8/11,6	9,8/12,6	10,7/13,8	11,4/15,1
1,5	5,9/10,2	7/10,9	8,2/11,7	10/12,8
2	4,9/8,2	5,7/10	6,6/10,7	8/11,5
2.5	4,3/6,9	4,9/8,3	5,6/10,1	6,7/10,7
3	3,8/6	4,4/7,1	6/8,6	5,9/10,2

Примітка. Перед рискою наведені значення *K* для висоти біофільтра *H*=1,5 м, за рискою - *H*=2 м.

Таблиця. 9.5

Окислювальна потужність краплинних біофільтрів (середньозимова температура стічних вод 10 °С, завантаження - котельний шлак) [3]

Середньорічна температура повітря, °С	Окислювальна потужність завантаження, г БПК$_{повн}$ на 1 м^3 за добу	
	для біофільтрів в опалюваних приміщеннях	для відкритих біофільтрів і у випадку розміщення в неопалюваних приміщеннях
До +3	200	-
Від +3 до +6	250	150
Від +6 до +10	-	250
Більше +10	-	300

Примітки. 1. При іншій середньозимовій температурі стічних вод значення окислювальної потужності слід збільшувати чи зменшувати пропорційно відношенню фактичної температури до 10 °С.

2. У випадку використання в якості завантаження щебеню вказану в таблиці окислювальну потужність зменшують у 1,2 рази, а при використанні гравію - в 1,5 рази.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

При розрахунку краплинних біофільтрів за СНиП 2.04.03-85 спочатку визначається значення коефіцієнта $K = L_{en} / L_{ex}$. За знайденим значенням K і заданою середньозимовою температурою стічних вод T за таблицею 9.6 вибирають висоту завантаження H і гідравлічне навантаження на поверхню біофільтрів q_o, а далі знаходять необхідну їх площу в плані

$$F = Q_{доб} / q_o, м^2. \quad (9.4)$$

СНиП 2.04.03-85 встановлює граничну $БПК_{повн}$ стічних вод, що надходять на краплинний біофільтр, рівною 220 мг/л. Якщо $БПК_{повн}$ стічних вод перевищує 220 мг/л, то необхідно застосовувати рециркуляцію, тобто розбавляти стічні води, що надходять, очищеною водою таким чином, щоб $БПК_{повн}$ суміші стічних вод і рециркуляційної рідини не перевищувала 220 мг/л.

9.6.2. Методи розрахунку високонавантажуваних біофільтрів

Розрахунок високонавантажуваних біофільтрів за окислювальною потужністю завантаження здійснюється так само, як і розрахунок краплинних біофільтрів (див. розділ 9.6.1).

Окислювальна потужність високонавантажуваних біофільтрів складає $ОП$=500-1000 г $БПК_{повн}$ на 1 $м^3$ завантаження за добу.

Метод розрахунку високонавантажуваних біофільтрів за критеріальним комплексом був запропонований у 1959 р. проф. С.В.Яковлєвим. В основу методу покладена функціональна залежність $БПК_5$ стічних вод на виході з біофільтра L_{ex} від $БПК_5$ стічних вод на вході в біофільтр L_{en}, температури стічних вод T, висоти шару завантаження H та гідравлічного навантаження q_o, тобто

$$L_{ex} = f(L_{en}, K_T, H, q_o),$$

де K_T - константа швидкості біохімічного окислення забруднень, що залежить від температури T і визначається за емпіричним рівнянням

$$K_T = K_{20}.1{,}047^{T-20}, доба^{-1}. \quad (9.5)$$

При очистці стічних вод на біофільтрах K_T = 0,20 $доба^{-1}$.

На основі обробки великої кількості власних і закордонних даних С.В.Яковлєв знайшов математичну залежність між вказаними чинниками [5]. Виявилось, що ефект очистки стічних вод, виражений у відсотках через залишкову концентрацію забруднень

$$E = 100 L_{ex} / L_{en}, \%, \quad (9.6)$$

має функціональну залежність від критеріального комплексу

Національний університет водного господарства та природокористування

$$\Phi_1 = \frac{10K_T H}{q_o^{0,4}}, \qquad (9.7)$$

тобто

$$E = f(\Phi_1), \qquad \text{чи} \qquad E = f\left(\frac{10K_T H}{q_o^{0,4}}\right).$$

Графічна залежність між ефектом очистки E й критеріальним комплексом Φ_1 наведена на рисунку 9.22 (крива 1).

Для визначення допустимого гідравлічного навантаження на поверхню біофільтра при відомих значеннях L_{en} і L_{ex} і прийнятій висоті біофільтра H були отримані наступні рівняння:

при $L_{en} / L_{ex} \le 10$

$$q_o = \left[HK_T / 0{,}19 \lg(L_{en} / L_{ex})\right]^{2,5}; \qquad (9.8)$$

при $L_{en} / L_{ex} > 10$

$$q_o = \left[1{,}63HK_T / (\lg(L_{en} - L_{ex}) - 0{,}69)\right]^{2,5}. \qquad (9.9)$$

При розрахунку високонавантажуваних біофільтрів за критеріальним комплексом спочатку за формулою (9.6) визначається необхідний відносний ефект очистки стічних вод E, потім за розрахунковою середньозимовою температурою стічних вод T за формулою (9.5) - значення константи K_T, і призначається робоча висота шару завантаження H. Далі за графіком (див. рис. 9.22) знаходиться значення критеріального комплексу Φ_1, яке відповідає необхідному відносному ефекту очистки E.

За отриманим значенням критеріального комплексу Φ_1 за рівнянням (9.7) спочатку визначається величина гідравлічного навантаження на поверхню біофільтра q_o, а далі за формулою (9.4) - необхідна площа біофільтра в плані.

Метод розрахунку високонавантажуваних біофільтрів за СНиП 2.04.03-85 є подальшим розвитком методу розрахунку за критеріальним комплексом і грунтується на дослідженнях С.В.Яковлєва і Е.П.Фазулліної, якими встановлено, що на ефект очистки, крім температури стічних вод, висоти шару завантаження і гідравлічного навантаження, суттєво впливають також кількість повітря, що подається у завантаження, крупність завантаження і коефіцієнт рециркуляції.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

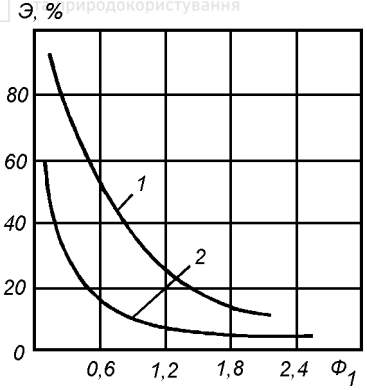


Рис. 9.22. Залежність $E = f(\Phi_1)$:
1 - без врахування впливу повітря;
2 - при подачі повітря у кількості 16 і 32 м^3 на 1 м^3 стічних вод

Виявилось, що крива 1 на графіку в координатах «*E-Ф*» (див. рис. 9.22) відповідає питомій витраті B = 8 м^3 повітря на 1 м^3 стічних вод [4]. При більших питомих витратах повітря - 10, 12, 14 м^3/м^3, відповідні криві проходять нижче. Подальше ж збільшення питомої витрати повітря вище 16 м^3/м^3 не призводить до покращання очистки стічних вод.

На основі виконаних досліджень у критеріальний комплекс, крім висоти біофільтра, температурного коефіцієнта й гідравлічного навантаження, запропоновано ввести питому витрату повітря. З урахуванням впливу повітря, що подається в завантаження, новий критеріальний комплекс має вигляд

$$\Phi_2 = \frac{B^{0,6} K_T H}{q_o^{0,4}}, \qquad (9.10)$$

а залежність між відношенням L_{en} / L_{ex} і критеріальним комплексом Φ_2

$$L_{en} / L_{ex} = 10^{\alpha\Phi_2 + \beta}, \qquad (9.11)$$

де α і β - емпіричні коефіцієнти, що залежать від Φ_2 і B (див. табл. 9.7).

Таблиця 9.7

Значення коефіцієнтів α і β [4]

Питома витрата повітря *B*, м^3/м^3	Критеріальний комплекс Φ_2	α	β
8	≤ 0,662	1,51	0
	>0,662	0,47	0,69
10	≤ 0,85	1,2	0,13
	> 0,85	0,4	0,83
12	≤ 1,06	1,1	0,19
	> 1,06	0,2	1,15

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Позначивши

$$K = L_{en} / L_{ex}, \tag{9.12}$$

отримаємо

$$L_{en} = KL_{ex} = L_{ex} 10^{\alpha \Phi_2 + \beta}. \tag{9.13}$$

Авторами встановлено, що при введенні рециркуляції закономірності очистки стічних вод на високонавантажуваних біофільтрах принципово не відрізняються від закономірностей очистки без рециркуляції. Для врахування рециркуляції в розрахункові залежності замість L_{en} необхідно вводити значення $L_{см}$ - БПК$_{повн}$ суміші очищуваної і рециркуляційної стічної води

$$L_{см} = KL_{ex} = L_{ex} 10^{\alpha \Phi_2 + \beta}. \tag{9.14}$$

При добовій витраті стічних вод, що надходять на біофільтр Q, добова витрата рециркуляційної води Q_p, необхідної для розбавлення очищуваних стічних вод, визначається з формули

$$L_{см} = \frac{L_{en} Q + L_{ex} Q_p}{Q + Q_p}. \tag{9.15}$$

Позначивши через n коефіцієнт рециркуляції, який показує відношення рециркуляційної витрати Q_p до витрати очищуваних стічних вод Q, з попереднього рівняння отримаємо

$$n = \frac{Q_p}{Q} = \frac{L_{en} - L_{см}}{L_{см} - L_{ex}}. \tag{9.16}$$

Як вказувалося раніше, гранична БПК$_{повн}$ стічних вод, що подаються на високонавантажувані біофільтри, складає L_{en} = 300 мг/л. Тому, коли БПК$_{повн}$ очищуваних стічних вод L_{en} перевищує 300 мг/л, - то рециркуляція обов'язкова, а БПК$_{повн}$ суміші стічних вод і рециркуляційної рідини $L_{см}$ в цьому випадку має бути меншою 300 мг/л.

На основі формул, наведених вище, складена таблиця, яка увійшла в СНиП 2.04.03-85 і дозволяє визначити основні технологічні параметри високонавантажуваних біофільтрів (див. табл. 9.8). Розрахунок біофільтрів у цьому випадку здійснюється в наступній послідовності:

1. Визначається коефіцієнт K за формулою (9.12) $K = L_{en} / L_{ex}$;
2. Приймаються висота завантаження біофільтрів H (2-4 м) і питома витрата повітря B (8-14 м^3/м^3);

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.8

Значення коефіцієнта K при розрахунку високонавантажуваних біофільтрів

Висота біо-фільтра	Значення коефіцієнта K при середньозимовій температурі стічної води T, °С											
	8			10			12			14		
	Гідравлічне навантаження q_o, м^3/(м^2.добу)											
H, м	10	20	30	10	20	30	10	20	30	10	20	30
Питома витрата повітря B=8 м^3/м^3												
2	3,02	2,32	2,04	3,38	2,5	2,18	3,76	2,74	2,36	4,3	3,02	2,56
3	5,25	3,53	2,89	6,2	3,96	3,22	7,32	4,64	3,62	8,95	5,25	4,09
4	9,05	5,37	4,14	10,4	6,25	4,73	11,2	7,54	5,56	12,1	9,05	6,54
Питома витрата повітря B=10 м^3/м^3												
2	3,69	2,89	2,58	4,08	3,11	2,76	4,5	3,36	2,93	5,09	3,67	3,16
3	6,1	4,24	3,56	7,08	4,74	3,94	8,23	5,31	4,36	9,9	6,04	4,84
4	10,1	6,23	4,9	12,3	7,18	5,68	15,1	8,45	6,88	16,4	10	7,42
Питома витрата повітря B=12 м^3/м^3												
2	4,32	3,88	3,01	4,76	3,72	3,28	5,31	3,98	3,44	5,97	4,31	3,7
3	7,25	5,01	4,18	8,35	5,55	4,78	9,9	6,35	5,14	11,7	7,2	5,72
4	12	7,35	5,83	14,8	8,5	6,2	18,4	10,4	7,69	23,1	12	8,83

3. За таблицею 9.8 в залежності від розрахункової середньозимової температури стічних вод T, значень K, H і B знаходять розрахункове гідравлічне навантаження q_O, м^3/(м^2.добу);
4. При відсутності у таблиці 9.8 значень K, рівних знайденому, розглядають два значення коефіцієнта $K_1 > K$ і $K_2 < K$. Якщо вибирається більше значення K_1 (а значить $K_1 L_{ex} > L_{en}$), то очистка здійснюється без рециркуляції; якщо приймається менше значення K_2 ($K_2 L_{ex} < L_{en}$), то необхідно здійснювати рециркуляцію;
5. При очистці без рециркуляції необхідна площа поверхні біофільтрів складе

$$F = Q / q_{o_1}, м^2, \tag{9.17}$$

де q_{o_1} - розрахункове гідравлічне навантаження, що відповідає значенню прийнятого коефіцієнта K_1, м^3/(м^2.добу);

6. При здійснені рециркуляції площу поверхні біофільтрів визначають за формулою

$$F = Q(1+n) / q_{o_2}, м^2, \tag{9.18}$$

де n - коефіцієнт рециркуляції; q_{o_2} - розрахункове гідравлічне навантаження, що відповідає значенню прийнятого коефіцієнта K_2, м^3/(м^2.добу).

Коефіцієнт рециркуляції визначається із врахуванням граничної БПК$_{повн}$ стічних вод $L_{см}$, що може подаватись на біофільтр для досягнення вибраного за таблицею 9.8 значення коефіцієнта K_2. Тобто спочатку знаходять $L_{см} = K_2 L_{ex}$, а потім за формулою (9.16) - коефіцієнт рециркуляції n.

Якщо розміри біофільтрів можуть бути знайдені в декількох варіантах, то необхідно здійснити їх техніко-економічне порівняння з урахуванням капітальних і експлуатаційних витрат.

Розрахунок високонавантажуваних біофільтрів за методом

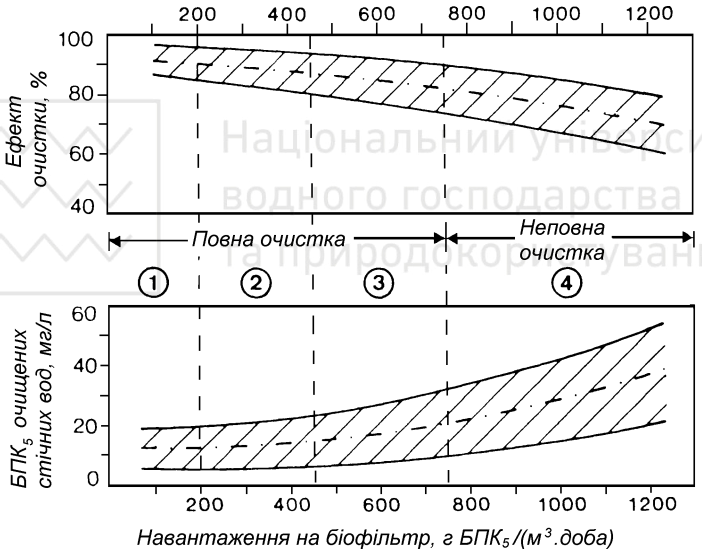


Рис. 9.23. Вплив навантаження на біофільтр на ефект очистки і якість очищених стічних вод [1]:

1 - біофільтри з навантаженням A<200 г БПК$_5$/(м^3.добу); q_o =0,2 м^3/(м^2.год); E>85% (в середньому 92%); L_{ex} <20 мг БПК$_5$/л; 2 - біофільтри з навантаженням 200<A<400 г БПК$_5$/(м^3.добу); 0,4< q_o <0,8 м^3/(м^2.год); E>80 % (в середньому 88 %); L_{ex} <25 мг БПК$_5$/л; 3 - біофільтри з навантаженням 450<A<750 г БПК$_5$/(м^3.добу); 0,6< q_o <1,2 м^3/(м^2.год); E>75 % (в середньому 83 %); L_{ex} <30 мг БПК$_5$/л; 4 - біофільтри з навантаженням A>750 г БПК$_5$/(м^3.добу); q_o >1,2 м^3/(м^2.год); E<75 %; L_{ex} >30 мг БПК$_5$/л.

Г.Рінке грунтується на залежності між ефектом очистки стічних вод на біофільтрах і їх об'ємним навантаженням (рис. 9.23), встановленій автором на основі даних по експлуатації 25 очисних станцій. Встановлена залежність описується рівнянням [7]

$$E = 0{,}93 - 0{,}00017\,A, \tag{9.23}$$

де E - ефективність очистки стічних вод на біофільтрі по $БПК_5$, частка одиниці; A - об'ємне навантаження на біофільтр, г $БПК_5/(м^3.добу)$.

При цьому при наявності рециркуляції очищених стічних вод ефективність очистки визначається за формулою

$$E = (L_{см} - L_{ex}) / L_{см}, \tag{9.24}$$

а при її відсутності - за формулою

$$E = (L_{en} - L_{ex}) / L_{en}, \tag{9.25}$$

де L_{en} - $БПК_5$ стічних вод, що надходять на біофільтр (при відсутності рециркуляції), мг/л; $L_{см}$ - $БПК_5$ суміші стічних вод і рециркуляційної рідини, що надходить на біофільтр, мг/л; L_{ex} - $БПК_5$ очищених стічних вод, мг/л.

Рівняння (9.23) справедливе для біофільтрів з висотою 2,2-4,3 м і діаметром матеріалу завантаження 40-80 мм, у діапазоні навантажень 150-1200 г $БПК_5/(м^3.добу)$, при температурі стічних вод 16 °С (рециркуляція не повинна перевищувати 100 %) [8,9]. У випадку іншої розрахункової температури рівняння Рінке може бути записане у наступному вигляді

$$E = 0{,}93 - 0{,}00071A / K, \tag{9.26}$$

де K - коефіцієнт, що враховує температуру стічних вод (див. табл. 9.9).

Таблиця 9.9

Залежність коефіцієнта K від розрахункової температури стічних вод [9]

Температура, °С	9	10	12	14	16	18	20	22
K	0,72	0,76	0,83	0,87	1	1,1	1,2	1,32

Розрахунок біофільтрів за методом Рінке здійснюється в наступній послідовності:

1. За значеннями L_{en} і L_{ex} визначається необхідний ефект очистки стічних вод E;
2. Якщо отримане значення E < 0,8, то очистка стічних вод на біофільтрах здійснюється без рециркуляції, а навантаження на біофільтри по $БПК_5$ визначається за формулою

$$A = K(0{,}93 - E) / 0{,}00017, г / (м^3.добу). \tag{9.27}$$

Національний університет

3. Якщо отримане значення E > 0,8, то очистка стічних вод на біофільтрах здійснюється з рециркуляцією. При цьому розрахунковий ефект очистки стічних вод приймається в межах E_1 = 0,75-0,8, навантаження на біофільтр A_1 визначається за прийнятим ефектом E_1 за попередньою формулою (9.27), а $БПК_5$ суміші стічних вод і рециркуляційної рідини - за прийнятим ефектом очистки E_1 за формулою

$$L_{см} = L_{ex} / (1 - E_1); \tag{9.28}$$

4. Для біофільтрів без рециркуляції визначається об'єм завантаження

$$W = QL_{en} / A, м^3, \tag{9.29}$$

і площа біофільтра у плані

$$F = W / H, м^2, \tag{9.30}$$

де Q - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; H - висота біофільтра, м.

5. Для біофільтрів з рециркуляцією визначаються коефіцієнт рециркуляції

$$n = (L_{en} - L_{см}) / (L_{см} - L_{ex}), \tag{9.31}$$

об'єм завантаження

$$W_1 = Q(1+n)L_{см} / A_1, м^3, \tag{9.32}$$

і площа біофільтра в плані

$$F_1 = W_1 / H, м^2; \tag{9.33}$$

6. Гідравлічне навантаження на поверхню біофільтрів без рециркуляції

$$q_o = Q / 24F, м^3 / (м^2 . год), \tag{9.34}$$

і з рециркуляцією

$$q_{o_1} = Q(1+n) / 24F_1, м^3 / (м^2 . год) \tag{9.35}$$

повинно при цьому знаходитись в межах 0,2-1,5 м^3/(м^2.год).

9.6.3. Розрахунок вежних біофільтрів

Визначення об'єму вежних біофільтрів здійснюється за допустимим добовим навантаженням по $БПК_{повн}$ на 1 м^3 об'єму завантаження

$$W = Q(L_{en} - L_{ex}) / A, м^3, \tag{9.36}$$

де Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/добу; L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, мг/л; A - допустиме навантаження, г $БПК_{повн}$ на 1 м^3 завантаження за добу (табл. 9.10).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.10

Допустиме навантаження на вежні біофільтри [10]

$БПК_{повн}$ очищеної води, мг/л	Навантаження по $БПК_{повн}$, кг/($м^3$.добу), при середньозимовій температурі стічної води, °С			
	8	10	12	14
20	800	1000	1200	1400
30	1300	1500	1600	1800
40	1600	1700	2000	2200
50	1900	2000	2200	2500

Висота завантаження вежних біофільтрів приймається в залежності від $БПК_{повн}$ стічних вод, що подаються на очистку. При $БПК_{повн}$ стічних вод 250, 300, 350, 450 і 500 мг/л висота завантаження приймається рівною відповідно 8,10, 12, 14 і 16 м.

Як і високонавантажувані, вежні біофільтри також можуть розраховуватись за критеріальним комплексом. Д.Ф.Харитонов запропонував для розрахунку вежних біофільтрів критеріальний комплекс наступного виду [4]

$$\Phi_3 = K_T H^{0,67} / q_o^{0,5}, \qquad (9.37)$$

де K_T - константа швидкості біохімічного окислення забруднень, доба$^{-1}$; H - висота завантаження біофільтра, м; q_o - гідравлічне навантаження на поверхню біофільтра, $м^3/(м^2.добу)$.

Величина критеріального комплексу Φ_3 при цьому встановлюється за кривою 1, зображеною на рис. 9.22.

9.6.4. Розрахунок біофільтрів із площинним завантаженням

Ефективність очистки стічних вод на біофільтрах із площинним завантаженням залежить від кількості органічних забруднень, що припадає за добу на одиницю площі поверхні завантаження чи на одиницю об'єму біофільтра: із зменшенням органічного навантаження ефективність очистки збільшується й навпаки. Однак при цьому гідравлічне навантаження повинно бути достатнім для забезпечення плівкового режиму руху рідини по поверхні завантаження. Недостатнє гідравлічне навантаження погіршує ефект очистки стічних вод. Наприклад, при питомій площі поверхні завантаження 330 $м^2/м^3$ гідравлічне навантаження повинно бути не меншим 180 $м^3/(м^2.добу)$, а при питомій поверхні 90 $м^3/м^2$ - не меншим 36 $м^3/(м^2.добу)$. Тому біофільтри із площинним завантаженням дуже часто працюють із рециркуляцією. Максимальна $БПК_{повн}$ стічних вод, що подаються на такі біофільтри, складає 250 мг/л.

Найпростішим методом розрахунку біофільтрів із площинним завантаженням є **розрахунок за окислювальною потужністю завантаження**. Він здійснюється за тими само формулами, що і розрахунок біофільтрів інших типів (див. розділи 9.6.1 і .9.6.2).

При повній біологічній очистці міських стічних вод окислювальна потужність пластмасового завантаження в залежності від його виду може досягати 2,7 кг, а при неповній біологічній очистці - 4,5 кг $БПК_{повн}$ на 1 $м^3$ за добу [10].

Метод розрахунку біофільтрів з площинним завантаженням за критеріальним комплексом запропонований проф. Ю.В.Вороновим грунтується на відомій функціональній залежності між $БПК_5$ очищених стічних вод L_{ex} і рядом інших чинників, що характеризують процес очистки стічних вод на біофільтрах [4]

$$L_{ex} = f(L_{en}, q_{об}, S_{num}, T, H, B, P). \qquad (9.38)$$

Аерація біофільтрів з площинним завантаженням здійснюється природним шляхом, тому можна вважати, що кількість повітря, яка надходить у завантаження, звичайно достатня для біохімічного процесу, а чинник B - питому кількість повітря можна не брати до уваги.

Чинники L_{en} - $БПК_5$ неочищених стічних вод, мг/л, $q_{об}$ - об'ємне гідравлічне навантаження, $м^3/(м^3.добу)$, і S_{num} - питома поверхня завантаження, $м^2/м^3$, можуть бути виражені через питоме органічне навантаження N - масу органічних забруднень по $БПК_5$, яка надходить за добу в розрахунку на одиницю площі поверхні завантаження біофільтра

$$N = L_{en}.q_{об} / S_{num}, г/(м^2.добу). \qquad (9.39)$$

Таким чином, функціональну залежність (9.38) можна записати у вигляді

$$L_{ex} = f(T, H, N, P), \qquad (9.40)$$

де T - температура стічних вод, °С; H - висота шару завантаження, м; P - пористість завантаження, %.

На основі обробки значної кількості експериментальних даних була отримана крива залежності $БПК_5$ очищених стічних вод L_{ex} від критеріального комплексу (рис. 9.24)

$$\eta = PHK_T / N, \qquad (9.41)$$

де K_T - константа швидкості біохімічного окислення забруднень, що визначається за рівнянням (9.5), $доба^{-1}$.

Отримана залежність може бути виражена в табличній (табл. 9.11) чи в аналітичній формі [4]:

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 9.11

Значення η при різних значеннях L_{ex} [11]

L_{ex}, мг/л	10	15	20	25	30	35	40	45
η	3,30	2,60	2,25	2,00	1,75	1,60	1,45	1,30

при $L_{ex} =$ 11-100 мг/л

$$L_{ex} = 10^{2,18-0,385\eta}; \quad (9.42)$$

при $L_{ex} =$ 7-11 мг/л

$$L_{ex} = 10^{1,23-0,066\eta}. \quad (9.43)$$

Розрахунок біофільтрів із площинним завантаженням за критеріальним комплексом здійснюється по $БПК_5$ у наступній послідовності:

1. В залежності від $БПК_5$ очищених стічних вод L_{ex} за рис. 9.24 чи табл. 9.11 знаходять значення критеріального комплексу η;

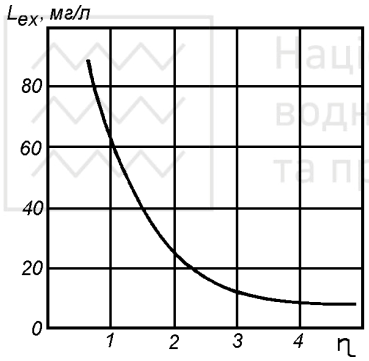


Рис. 9.24. Залежність $L_{ex} = f(\eta)$

2. За середньозимовою температурою стічних вод T за формулою (9.4) визначається значення константи швидкості біохімічного окислення забруднень K_T;
3. Приймається висота шару завантаження біофільтра H;
4. З урахуванням пористості прийнятого матеріалу завантаження P за формулою (9.41) визначається розрахункове питоме навантаження по $БПК_5$ на 1 м^2 площі завантаження за добу N;
5. За заданою величиною $БПК_5$ очищуваних стічних вод L_{en} і питомою площею поверхні прийнятого матеріалу завантаження S_{num} за формулою

(9.39) визначається розрахункове значення об'ємного гідравлічного навантаження $q_{об}$;

6. За знайденим значенням об'ємного гідравлічного навантаження визначається об'єм завантаження біофільтрів

$$W = Q / q_{об}, м^3, \quad (9.44)$$

і площа поверхні біофільтрів у плані

$$F = W / H, м^2, \quad (9.45)$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Метод розрахунку біофільтрів з площинним завантаженням, наведений у СНиП 2.04.03-85, грунтується на методі розрахунку за критеріальним комплексом. Визначення об'єму і площі поверхні біофільтрів із блочним завантаженням (пористість 93-96 %, питома поверхня завантаження 90-110 м^2/м^3) здійснюється при цьому за наведеними вище формулами (9.44) і (9.45). Для спрощення розрахунків у СНиП 2.04.03-85 наведена таблиця, яка дозволяє визначити об'ємне гідравлічне навантаження на біофільтри в залежності від розрахункового ефекту очистки стічних вод по БПК$_5$, середньозимо-

Таблиця 9.12

Гідравлічне навантаження на біофільтри з площинним завантаженням

Ефект очистки E, %	Гідравлічне навантаження $q_{об}$, м^3/(м^3.добу), при висоті завантаження H, м							
	H=3				H=4			
	Середньозимова температура стічних вод T, °С							
	8	10	12	14	8	10	12	14
90	6,3	6,8	7,5	8,2	8,3	9,1	10	10,9
85	8,4	9,2	10	11	11,2	12,3	13,5	14,7
80	10,2	11,2	12,3	13,3	13,7	15	16,4	17,9

Таблиця 9.13

Допустиме органічне навантаження на біофільтр з площинним завантаженням [11]

БПК$_5$ очищеної води, мг/л	Навантаження по БПК$_5$, г/(м^3.добу), при висоті шару завантаження, м					
	3			4		
	і середньозимовій температурі стічної води, °С					
	10-12	13-15	16-20	10-12	13-15	16-20
15	1150	1300	1550	1500	1750	2100
20	1350	1550	1850	1800	2100	2500
25	1650	1850	2200	2100	2450	2900
30	1850	2100	2500	2450	2850	3400
40	2150	2500	3000	2900	3200	4000

вої температури стічних вод і висоти біофільтра (табл. 9.12). БПК$_5$ очищуваних стічних вод при цьому не повинна перевищувати 200-250 мг/л. За цієї ж умови розрахунок біофільтрів з площинним завантаженням можна також здійснювати за допустимим навантаженням по БПК$_5$ (див. табл. 9.13).

9.6.5. Розрахунок дискових біофільтрів

Метод розрахунку дискових біофільтрів за питомою поверхньою дисків грунтується на встановленій експериментально залежності між ефектом очистки стічних вод, числом ступенів дискового біофільтра і питомою поверхнею дисків у розрахунку на одного жителя $f_{пит}$ (табл. 9.14).

Потрібна загальна площа дисків при цьому визначається за формулою

$$F = f_{пит} . N_{зв}, м^2, \tag{9.46}$$

де $N_{зв}$ - зведене число жителів за БПК$_{повн}$.

Кількість дисків на кожному ступені визначається в залежності від їх діаметра d

$$n = F / 0{,}785 N d^2 . 2, шт, \tag{9.47}$$

де N - кількість ступенів дискового біофільтра; d - діаметр диска, м; 2- коефіцієнт, який враховує, що диск працює двома сторонами.

При р**озрахунку за питомим навантаженням на поверхню дисків**

Таблиця 9.14

Питома поверхня дискових біофільтрів

Ефект очистки стічних вод за БПК$_{повн}$, %	Число ступенів (пакетів дисків) N	Питома площа поверхні дисків $f_{пит}$, м^2/жит
90	3-4	2,0
80	2-3	1,0
60	1-2	0,5

Таблиця 9.15

Питоме навантаження на поверхню дискових біофільтрів [12]

Число ступенів (пакетів дисків), N	Ефект очистки стічних вод по БПК$_{повн}$, %	Питоме навантаження, q_L г БПК$_{повн}$/(м^2.добу)
2	60	80
3	80	40
4	90	20

Національний університет водного господарства та природокористування

спочатку визначається необхідний ефект очистки по $БПК_{повн}$ і далі за табл. 9.15 - число ступенів біофільтра N і питоме навантаження по $БПК_{повн}$ на 1 $м^2$ поверхні дисків за добу q_L (таблиця 9.15).

Потрібна загальна площа поверхні дисків при цьому буде складати

$$F = (L_{en} - L_{ex})Q / q_L, м^2, \quad (9.48)$$

де L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, мг/л; Q - розрахункова витрата стічних вод, $м^3$/добу.

Далі за формулою (9.47) визначається кількість дисків діаметром d на кожному ступені біофільтра.

Приріст біологічної плівки у дискових біофільтрах складає 0,6 г на 1 г знятої $БПК_{повн}$.

9.6.6. Розрахунок систем зрошення поверхні біофільтрів

Розрахунок спринклерної зрошувальної системи біофільтра здійснюють у наступному порядку.

1. Попередньо приймається статичний напір на стояках зрошувальної системи $H_{заг} = 2$ м;
2. Втрати напору в мережі попередньо приймаються рівними 25 % загального напору. Максимальний вільний напір на голівці спринклера в цьому випадку буде складати $H_в = 0,75H_{заг}$;
3. У залежності від діаметра спринклера і вільного напору $H_в$ за графіками визначають радіус зони зрошення R і максимальну витрату спринклера q (див. рис. 9.25);
4. За радіусом зони зрошення R і розмірами біофільтра в плані визначають кількість спринклерів і проектують схему водорозподільної мережі;
5. Здійснюють гідравлічний розрахунок водорозподільної мережі, визначають втрати напору до найбільш віддаленого спринклера й вільний напір на ньому. Швидкість потоку в головній магістральній трубі зазвичай приймають рівною 1 м/с, а в трубах, на яких встановлені стояки із спринклерами, - до 0,75 м/с. Якщо прийняте і отримане значення $H_в$ суттєво відрізняються одне від одного, то здійснюють перерахунок мережі;
6. Визначають об'єм дозувального бака за формулою

$$W = 1,1.60.Q_{ср}t_{нап}, м^3, \quad (9.49)$$

де 1,1 - коефіцієнт, що враховує частину рідини, що залишається у баку при сифонуванні; $Q_{ср}$ - середня витрата стічних вод, що надходять у бак, м^3/с; $t_{нап}$ - тривалість наповнення бака (не менше 5 хв).

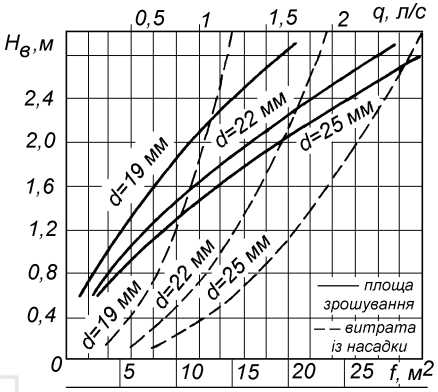


Рис. 9.25. Графік для розрахунку площі зрошення f і витрати води через спринклер q в залежності від напору $H_в$ для різних діаметрів отворів спринклерів [10]

Розміри елементів дозуючого бака приймаються в залежності від діаметра сифона [5].

Розрахунок реактивного зрошувача полягає у визначенні його розмірів, кількості розподільних труб, числа отворів на них і відстаней між ними, числа обертів зрошувача і напору води, при якому забезпечується необхідна швидкість виходу рідини з отворів зрошувача. Розрахунки показують, що для приведення зрошувача в дію необхідний відносно невеликий напір 0,2-1 м.

При гідравлічному розрахунку реактивного зрошувача за методом Академії комунального господарства (м. Москва) [10] спочатку визначається напір для забезпечення необхідної швидкості витікання води з отворів, а також для подолання тертя в підшипнику і трубах

$$H_{зр} = q^2\left(\frac{256.10^3}{m^2 d^4} - \frac{81.10^3}{D_{тр}^4} + \frac{294 D_{зр}}{K^2.10^2}\right), мм, \qquad (9.50)$$

Національний університет
та природокористування

де q - розрахункова витрата стічних вод, л/с; m - число отворів в одному плечі зрошувача; d - діаметр отворів, мм; $D_{тр}$ - діаметр труби зрошувача, мм; $D_{зр}$ - діаметр зрошувача, мм; K - модуль витрати, л/с.

Модуль витрати K може бути визначений за формулою Н.Н. Павловського, чи взятий із таблиці 9.16 в залежності від діаметра трубопроводу $D_{тр}$.

Таблиця 9.4.

Значення K для різних діаметрів радіальних труб зрошувача [5]

$D_{тр}$, *мм*	50	63	75	100	125	150	175	200	250
K, *л/с*	6	11,5	19	43	86,5	134	209	300	560

Число отворів в одному плечі зрошувача визначається за формулою

$$m = \frac{1}{1-\left(1-\frac{2a}{D_{зр}}\right)^2}, \qquad (9.51)$$

де a - відстань між двома останніми отворами (приймається рівною 40 мм).

Відстань від центру i-го отвору до центру зрошувача можна визначити за формулою

$$r_i = R_{зр}\sqrt{i/m}, м, \qquad (9.52)$$

а швидкість обертання зрошувача

$$n = \frac{34{,}78.q.10^6}{md^2 D_{зр}}, об^{-1}, \qquad (9.53)$$

де $R_{зр}$ - радіус зрошувача, м.

Література

1. Ludwig Hartman. Bioligiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Instalator Polski. Warszawa, 1993. - 272 с.
2. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.

Національний університет
за природокористування

3. J.Chudoba, M.Dohányos, J.Wanner. Biologické čištení odpadních vod. - SNTL, Praha, 1991. - 465 с.
4. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Биологические фильтры. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1982. - 120 с.
5. Канализация/Н.Ф.Федоров, С.М.Шифрин. - М.: Изд-во «Высшая школа», 1968. - 592 с.
6. Яковлев С.В. Искусственные биологические окислители и методы их расчета. - М.: Государственное издательство литературы по строительству, архитектуре и строительным материалам, 1959. - 156 с.
7. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
8. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. - М.: Стройиздат, 1980. - 200 с.
9. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady, Warszawa, 1974. - 466 с.
10. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с. - (Справочник проектировщика).
11. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, В.И.Калицун. - М.: Стройиздат, 1996. - 591 с.
12. Биологическая очистка производственных сточных вод: Процессы, аппараты и сооружения/С.В.Яковлев, И.В.Скирдов, В.Н.Швецов и др.; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1985. - 208 с.

Національний університет
за природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 10

АЕРОТЕНКИ

10.1. Основи методу очистки стічних вод активним мулом

Аеротенками називають споруди, в яких в умовах безперервної штучної аерації здійснюється біологічна очистка стічних вод за допомогою вільноплаваючого **активного мулу** - біоценозу мікроорганізмів, головну роль в якому відіграють бактерії. Зовнішній вид активного мулу нагадує дрібні пластівці гідроксиду заліза чи алюмінію з кольором від світло-коричневого до темно коричневого і навіть чорного. Розміри пластівців коливаються від ледь помітних оком до 2-3 мм, а іноді й більше.

Здатність активного мулу до утворення пластівців має виключно важливе значення, оскільки дозволяє порівняно легко відділити його від очищених стічних вод відстоюванням (іноді флотацією) і повернути в аеротенк для біологічної очистки нових порцій стічної води, як це показано на рисунку 10.1. Механізм утворення пластівців активного мулу до нашого часу ще не до кінця вивчений. Висловлюється припущення, що пластівцеподібні агрегати активного мулу утворюються, головним чином, в результаті взаємодії полімерів, що виділяються бактеріальними клітинами чи адсорбовані ними. Здатність мулу до пластівцеутворення залежить від виду бактерій, їх віку, складу середовища, температури, pH і інших чинників.

Структура пластівців активного мулу різко видозмінюється при масовому розвитку в активному мулі ниткових бактерій і деяких грибів. Пластівці збільшуються у розмірі, стають рихлими. Ниткові бактерії, пронизуючи пластівці, перешкоджають їх осадженню. Таке явище називається спуханням мулу. Частіше всього воно пов'язане з розвитком бактерій Sphaerotilus natans і може спостерігатись при надлишку вуглеводнів у стічній воді чи нестачі біогенних елементів (передусім - фосфору), при недостатній аерації чи різкому коливанні концентрації забруднень стічних вод. Спухлий мул погано відділяється від очищених стічних вод, що погіршує їх якість.

Найбільш чисельною групою біоценозу активного мулу є бактерії, кількість яких складає від 1.10^9 до 4.10^{10} на 1 г сухої речовини мулу. В залежності від умов існування і виду забруднень стічних вод у мулі розвивається від 1 до 5-8 груп бактерій. При очистці міських стічних вод найбільш поширеною й багаточисельною групою є бактерії родів Pseudomonas, Mycobacterium, Bacterium, Pseudobacterium і Bacillus [1]. Крім перелічених гетеротрофних бактерій в активному мулі присутні також і автотрофи, найважливішими

з яких є нітрифікуючі бактерії. У нормально працюючому активному мулі міститься також невелика кількість ниткових бактерій.

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

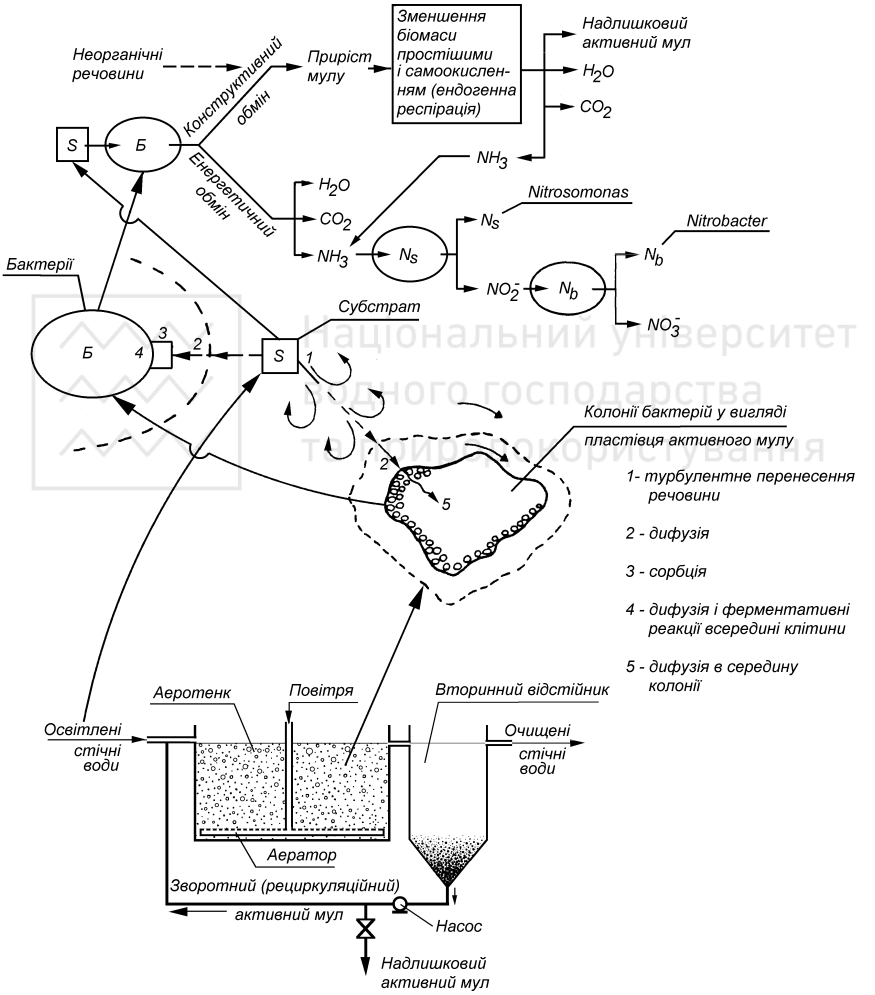


Рис. 10.1. Схема очистки стічних вод в аеротенках

Крім фізіологічних груп у бактеріальному населенні активного мулу розрізняють екологічні групи, кожна з яких об'єднує мікроорганізми, що існують у певному температурному діапазоні і при певних концентраціях розчиненого кисню. В активному мулі розвиваються мікроорганізми усіх трьох температурних груп - психрофільні, мезофільні й термофільні, але домінують факультативні психрофіли та мезофіли. В умовах достатньої концентрації кисню в активному мулі переважають аероби, однак поряд з ними поширені й факультативні анаероби. В активному мулі виявляються також і облігатні анаероби, існування яких можливе в мікрозонах з малим вмістом кисню чи повною його відсутністю. Такі мікрозони можуть виникати всередині пластівців активного мулу, коли їх розмір та густина збільшуються. Зміна температурного і кисневого режимів в аеротенку призводить до зміни співвідношень між мікроорганізмами різних екологічних груп.

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

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

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

Розвиток того чи іншого виду простіших визначають умови навколишнього середовища, тому за присутністю деяких організмів, що розвиваються в мулі у великій кількості, можна зробити висновок про умови, що зумовлюють їх зростання. Мікрофауна активного мулу більш чутливо, ніж бактеріальне населення, реагує на будь-які порушення технологічного режиму й пов'язане з ними погіршення якості очищених стічних вод. Внаслідок цього представники мікрофауни, головним чином простіші, служать індикаторами процесів очистки води в аеротенках.

Водні гриби в активному мулі - це плісняві гриби, дріжджі, актиноміцети. Плісняві гриби приймають участь у розкладанні вуглеводів, спиртів, органічних кислот, деякі з них засвоюють органічні форми азоту. Вуглеводи і органічні кислоти споживаються дріжджами. Актиноміцети і близькі до них мікобактерії розкладають вуглеводи, жири, органічні кислоти, вуглеводні.

Хробаки, водні кліщі, личинки комах, що живляться мулом, значної ролі при очистці стічних вод в аеротенках не відіграють.

Хімічний склад активного мулу визначається хімічним складом кліткової речовини мікроорганізмів і залежить від складу очищуваних стічних вод та технологічного режиму їх очистки. Так активний мул Кур'яновської станції аерації (м. Москва) [2] в перерахунку на беззольну речовину вміщує 50,5 % C, 33,2 % O, 7,6 % H і 8,7 % N. Крім основних елементів-органогенів до складу бактеріальних клітин активного мулу входять ще й інші елементи, кількість яких, однак, невелика, у зв'язку з чим вони отримали назву мікроелементів - бор, ванадій, залізо, кобальт, марганець, молібден, мідь тощо. Мікроелементи є складовими частинами ферментів, вітамінів й інших життєво важливих сполук клітини. Аналіз хімічних сполук мулу Кур'яновської станції аерації показав, що він вміщує 3,8-5,3 % вуглеводів, 56,3-58,2 % білків і 21,7-21,9 % жирів. Зольність мулу міських очисних споруд зазвичай складає 25-30 %. У зольній частині мулу виявляються всі елементи, властиві клітинам. Беззольну речовину мулу беруть за основу при оцінці біохімічної активності мулу, оскільки чисельність бактерій мулу й вміст беззольної речовини добре корелюють.

У процесі біологічної очистки стічних вод бактерії активного мулу використовують органічні речовини для отримання енергії (енергетичний обмін) і для синтезу бактеріальної маси власних клітин (конструктивний обмін). Якщо позначити суму органічних забруднень стічних вод через $C_xH_yO_zN$, то процес очистки води від цих забруднень можна виразити наступними умовними реакціями:

$$C_xH_yO_zN + O_2 \xrightarrow{ферменти} CO_2 + H_2O + NH_3 + енергія, \qquad (10.1)$$

$$C_xH_yO_zN + O_2 \xrightarrow{ферменти} C_5H_7O_2N. \qquad (10.2)$$

Якщо органічні речовини стічних вод уже використані, і відчувається їх нестача, починається самоокислення кліткової речовини активного мулу $C_5H_7O_2N$ чи так звана ендогенна респірація:

$$C_5H_7O_2N + 5O_2 \xrightarrow{ферменти} NH_3 + 2H_2O + енергія. \qquad (10.3)$$

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

$$2NH_3 + 3O_2 \xrightarrow{ферменти} 2HNO_2 + 2H_2O + енергія,$$
$$2HNO_2 + O_2 \xrightarrow{ферменти} 2HNO_3 + енергія. \qquad (10.4)$$

Енергія, отримана мікроорганізмами при окисленні органічних речовин, частково використовується для синтезу нової клітинної речовини і для підтримання життєздатності клітин. Невикористана частина енергії перетворюється на тепло і розсіюється у зовнішньому середовищі.

Синтезована нова кліткова речовина (приріст мулу) повинна видалятися із системи у споруди для обробки осадів. Очевидно, що чим більше органічних забруднень стічних вод буде використано мікроорганізмами в конструктивному обміні, тим менша кількість надлишкового активного мулу буде потребувати подальшої обробки.

Співвідношення між споживанням речовини для енергетичного і конструктивного обмінів залежить від структури окислюваної сполуки та виду мікроорганізмів. Встановлено, наприклад, що ступінь використання органічної речовини для синтезу клітинної маси складає 65-85 % для вуглеводів, 52-66 % - для спиртів, 32-68 % - для амінокислот, 10-60 % - для органічних кислот і 10-30 % - для вуглеводнів [1]. Для суміші культур мікроорганізмів, якою є активний мул, приріст біомаси, як правило, завжди більший, ніж для монокультури.

Приріст активного мулу зменшується внаслідок часткового окислення бактеріальних клітин при ендогенній респірації. Теоретично при тривалій аерації можна повністю окислити приріст мулу. На практиці ж цього досягнути не вдається, оскільки ступінь окислення активного мулу складає не більше 50-60 %, а решта його накопичується у вигляді біологічно неокислюваного залишку.

Приріст біомаси зменшується із збільшенням трофічних рівнів у харчовому ланцюжку. Харчуючись організмами нижчого рівня, мікроорганізми більш високого трофічного рівня використовують частину біомаси в енергетичному обміні, повністю її окислюючи. Тому самий високий приріст спостерігається при використанні чисто бактеріальних мулів. Поява в мулі організмів другого трофічного рівня (найпростіші) знижує приріст мулу. Мінімальна величина приросту спостерігається, коли у біоценозі присутні багатоклітинні організми третього трофічного рівня.

Механізм вилучення органічних речовин із стічних вод та їх споживання мікроорганізмами дуже складний і до нашого часу ще недостатньо вивчений. У цілому цей процес може бути розділений умовно на три стадії: перша - масопередача органічної речовини із рідини до поверхні клітини; друга - дифузія органічної речовини через напівпроникні мембрани, якій передує в необхідних випадках гідроліз органічних забруднень з утворенням продуктів, здатних дифундувати через мембрани клітин; третя - метаболізм дифундованих продуктів із виділенням енергії і синтезом клітинної речовини.

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

Національний університет
аеротенку. Завдяки сорбційним і коагулюючим властивостям активного мулу, які зумовлюються у значній мірі великою питомою площею поверхні - в середньому 100 $м^2$ на 1 г сухої речовини, основна маса забруднень уже через декілька хвилин контакту активного мулу і води сорбується на пластівцях.

Для переносу речовин всередину клітини на другій стадії більшість домішок стічних вод повинна бути гідролізована. Гідролітичні екзоферменти розміщуються на поверхні бактеріальних клітин, що запобігає втратам продуктів гідролізу в навколишнє середовище. Висока гідролітична активність мулу зумовлена як ферментами живих клітин, так і гідролазами, що надходять у воду в результаті загибелі й лізису мікробних клітин. Гідролітичному розщепленню піддаються і колоїдні, і нерозчинні домішки, а також розчинні речовини, якщо розмір їх молекул перешкоджає переносу через цитоплазматичну мембрану. Завдяки дії екзоферментів на поверхні клітин утворюється складний комплекс вихідних речовин, ферментів і продуктів ферментативних реакцій.

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

Одночасно з початком переносу речовин через цитоплазматичну мембрану починаються їх метаболічні перетворення всередині клітини - тобто третя стадія біохімічного процесу. Процеси окислення речовин у клітині йдуть значно повільніше, на них витрачається зазвичай декілька годин, вподовж яких суміш стічної води та активного мулу безперервно аерують. Процес можна вести інакше, відділивши активний мул від води після деякого періоду аерації, достатнього для вилучення забруднень, і піддавши його **регенерації**. Регенерація при цьому полягає у продуванні мулу повітрям без подачі поживних речовин (стічної води). У процесі регенерації окислюються зкоагульовані мулом колоїдні й нерозчинні домішки, швидкість окислення яких менша від швидкості окислення розчинених забруднень. При цьому розвиток бактеріальної культури продовжується і завершується утворенням репродуктивних форм, які при попаданні в середовище, багате поживними речовинами, здатні швидко розмножуватися. При регенерації відбувається розвиток простіших, які знищують «старі» та слабкі бактерії, відмирають факультативні ниткові бактерії, гриби, що сприяє підвищенню здатності активного мулу до пластівцеутворення. Таким чином, при регенерації відбувається зростання фізіологічної активності мулу за рахунок збільшення числа життєздатних клітин.

Для спрощення уявлень прийнято вважати, що процес біологічної очистки стічних вод активним мулом проходить у дві фази. У першій фазі відбувається агломерація та сорбція забруднень стічних вод активним мулом із більшою швидкістю, ніж наступне їх окислення. З часом швидкості сорбції

Національний університет
і окислення вирівнюються, вміст сорбованих активним мулом забруднень досягає максимальних величин, а стічна вода звільняється від більшої частини забруднень. На другій фазі швидкість окислення починає перевищувати швидкість сорбції, закінчується внутрішньоклітинне ферментативне окислення сорбованих забруднень і відновлення здатності мулу до вилучення й окислення органічних забруднень стічних вод. Першу фазу при цьому називають фазою біосорбції забруднень, а другу - фазою окислення сорбованих забруднень чи фазою регенерації мулу.

Визначальний вплив на швидкість окислення органічних забруднень стічних вод активним мулом має їх природа та дисперсний стан. Швидкість біохімічного окислення розчинних органічних речовин, як правило, вище швидкості окислення речовин, які знаходяться у колоїдній і грубодисперсній формах. Велике значення мають довжина і топографія вуглецевого ланцюжка (прямий, розгалужений, циклічний), а також ступінь окислення атомів вуглецю. Швидше окислюються речовини з малою молекулярною вагою, з прямим молекулярним ланцюжком. Окислення органічних кислот погіршується із збільшенням основності кислоти; наявність вільної кислоти має токсичну дію. Із багатокомпонентного субстрату, яким є стічна вода, в першу чергу і найбільш інтенсивно споживаються біологічно легкоокислювані сполуки, тобто ті, які відносно легко можуть бути перероблені мікроорганізмами у клітинну речовину чи окислені для отримання енергії, тобто для переробки яких клітини мають відповідні ферментні системи.

Біохімічна активність мулу залежить від багатьох чинників і в першу чергу від фази розвитку й пов'язаної із нею швидкості росту мікроорганізмів. Хоча активний мул являє собою складне угруповання різноманітних мікроорганізмів, однак встановлено, що йому властиві закономірності розвитку чистої культури.

В умовах достатності розчиненого кисню процес розвитку активного мулу може бути умовно поділений на п`ять фаз (див. рис. 10.2):

I - фаза пристосування (адаптації) - лаг-фаза. У цій фазі деякий час концентрація мікроорганізмів лишається постійною (клітини не діляться). Мікроорганізми пристосовуються до умов існування;

II - фаза експоненціального (логарифмічного) росту. У цій фазі спостерігається максимальна швидкість поділу клітин і найбільш інтенсивне споживання субстрату. Це зумовлено надлишком поживних речовин і відсутністю речовин-інгібіторів росту мікроорганізмів, важливішими з яких є продукти метаболізму (життєдіяльності) самих клітин. Однак у цій фазі бактеріальні клітини не здатні утворювати пластівці;

III - фаза уповільненого росту (фаза росту з від'ємним прискоренням). В результаті споживання поживних речовин їх нестача стає лімітуючим чинником для розвитку бактерій. Посилюється від'ємний вплив продуктів ме-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

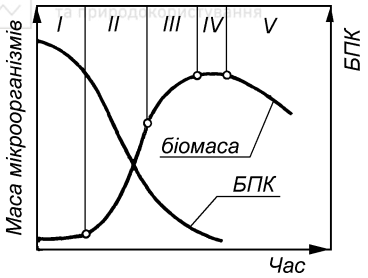


Рис. 10.2. Крива росту мікроорганізмів у статичних умовах

таболізму, що і призводить до уповільнення поділу клітин. Фази II і III у сукупності утворюють фазу вилучення субстрату чи фазу очистки;

IV - стаціонарна фаза, в якій існує рівновага між швидкостями поділу й відмирання клітин До кінця цієї фази субстрат практично вичерпується, а бактеріальні клітини починають утворювати пластівці;

V - фаза самоокислення (ендогенної респірації). При гострій нестачі поживних речовин починається самоокислення та загибель бактеріальних клітин. Відмерлі клітини розкладаються (відбувається лізис клітин), органічні речовини, що утворюються при цьому, надходять у розчин і окисляються потім живими бактеріальними клітинами.

Одночасно із змінами фаз розвитку мулу відбувається і зміна його біоценозу, а разом із нею й зміна домінуючих видів простіших. Після початку аерації стічних вод передусім починають розмножуватися гетеротрофні бактерії. Одночасно чи вслід за ними розмножуються амеби і джгутикові найпростіші з сапрозойним типом живлення. У фазі логарифмічного росту бактерій з води вилучається переважна кількість забруднень, при цьому бактерії знаходяться в дисперсному стані. Вони можуть служити їжею для організмів з голозойним типом живлення, в зв'язку з чим починають інтенсивно розвиватись голозойні джгутикові вільноплаваючі війчасті інфузорії, які живляться окремими бактеріями. По мірі переходу бактерій у стадію ендогенного дихання утворюються пластівці активного мулу. Починають активно розмножуватися черевновійчасті інфузорії, які повзають по пластівцях і поїдають бактерій. Врешті, коли число бактерій знижується, переважного розвитку набувають організми-седиментатори: кругловійчасті інфузорії і коловертки. Зміна домінуючих організмів у процесі очистки стічних вод ілюструється рисунком 10.3.

Слід відмітити, що поряд із змінами у середовищі та збільшенням маси, у клітинах відбуваються фізіологічні зміни. Вони проходять певний цикл розвитку від «молодості» до «старості». При цьому фізіологічний стан культури являє собою значно більш важливий показник, ніж фактична швидкість росту біомаси. Змінюючи умови середовища, можна керувати розвит-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

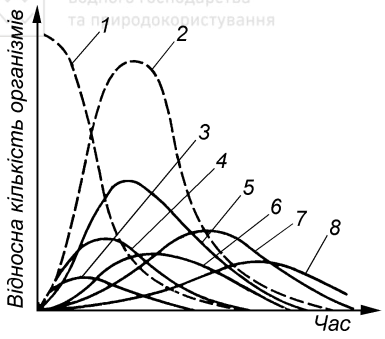


Рис. 10.3. Схема зміни домінуючих організмів в процесі очистки стічних вод:
1 - залишкова концентрація органічних речовин; 2 - бактерії; 3 - сапрофітні джгутикові; 4 - голозойні джгутикові; 5 - вільноплаваючі інфузорії; 6 - черев-новійчасті інфузорії; 7 - круговійчасті інфузорії; 8 - багатоклітинні організми

ком мікробної культури, підтримуючи фізіологічний стан сталим, чи здійснювати повний життєвий цикл клітин. Визначальним тут є відношення кількості субстрату до кількості мікробної маси чи, іншими словами, відношення кількості органічних речовин у стічних водах до маси активного мулу, що приймає участь в процесі очистки.

10.2. Вплив різноманітних чинників на процес біологічної очистки стічних вод

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Як вже підкреслювалося вище, біологічна очистка стічних вод активним мулом є процесом ферментативним, і тому до неї можуть бути застосовані поняття ферментативної кінетики, яка вивчає закономірності зміни швидкості ферментативної реакції в залежності від хімічної природи реагуючих речовин і умов їх взаємодії. При цьому під умовами взаємодії розуміють вплив на швидкість ферментативних реакцій різноманітних чинників: концентрації реагуючих речовин, інгібіторів, pH, температури тощо. Оскільки вплив природи органічних забруднень стічних вод на процес їх біологічного окислення був розглянутий раніше у розділі 10.1, то в даному розділі обмежимося розглядом впливу деяких інших чинників.

Вплив концентрації органічних забруднень на швидкість біохімічного окислення. Хоча в клітинах мікроорганізмів активного мулу одночасно протікає багато біохімічних реакцій, які каталізуються різноманітними ферментами, більша частина з них може бути задовільно описана простою кінетичною схемою за участю одного субстрату S, під яким розуміють органічну речовину, і одного ферменту F, під яким розуміють активний мул. Згідно цієї схеми перетворення субстрату S в кінцевий продукт реакції P під дією ферменту F проходить через проміжне утворення фермент-субстратного комплексу, який зазвичай позначається $[FS]$. При цьому на

Національний університет
першій стадії субстрат швидко приєднується до ферменту, утворюючи фермент-субстратний комплекс, на другій - під дією ферменту піддається перетворенням, що роблять його більш придатним для відповідної хімічної реакції, на третій відбувається хімічна реакція з утворенням кінцевого продукту, а на четвертій - безповоротний розпад фермент-субстратного комплексу із вивільненням продукту й регенерацією ферменту. Реакції, які відбуваються при цьому, Міхаеліс і Ментен представили наступною схемою

$$S + F \underset{k_{-1}}{\overset{k_1}{\rightleftarrows}} FS \xrightarrow{k_2} F + P,$$

де k_1, k_{-1}, k_2 - константи швидкостей відповідних реакцій.

В результаті ними було отримане рівняння, відоме як рівняння Міхаеліса-Ментен

$$V = \frac{V_{\max} \cdot S}{K_s + S}, \qquad (10.5)$$

де V - швидкість реакції при концентрації субстрату S; $V_{\max}$ - максимальна швидкість реакції без лімітування субстратом; K_s - константа насичення.

Рівняння Міхаеліса-Ментен в цілому добре описує експериментальні дані з кінетики ферментативних реакцій. Залежність швидкості реакції від концентрації субстрату при цьому виражається гіперболічною функцією (рис. 10.4). При малих концентраціях субстрату, коли $S << K_s$, можна прийняти, що $K_s + S \approx K_s$, і, відповідно

$$V = \frac{V_{\max} \cdot S}{K_s}.$$

Таким чином, при малих концентраціях субстрату швидкість ферментативної реакції приблизно лінійно змінюється із зміною концентрації субстрату. При високих концентраціях субстрату, коли $S >> K_m$, можна прийняти, що $K_m + S = S$. У цьому випадку

$$V = V_{\max}.$$

Отже, при деякій концентрації субстрату швидкість реакції досягає постійного значення, яке не залежить від подальшого збільшення S. Швидкість ферментативної реакції, яка досягається при цьому, носить назву максимальної швидкості $V_{\max}$.

Як слідує із рівняння Міхаеліса-Ментен, при $K_s = S$ $V = 0{,}5V_{\max}$. Це означає, що константа K_s чисельно дорівнює концентрації субстрату, при

Національний університет водного господарства та природокористування

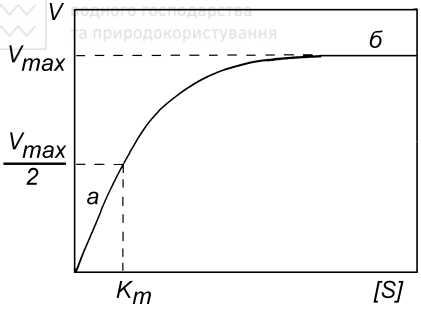


Рис. 10.4. Залежність швидкості ферментативної реакції V від концентрації субстрату S:
а - реакція першого порядку;
б - реакція нульового порядку

якій стаціонарна швидкість ферментативної реакції дорівнює половині максимальної швидкості $V_{\max}$.

Інтерпретуючи рівняння Міхаеліса-Ментен для випадку біологічної очистки стічних вод, можна зробити певні висновки про вплив концентрацій органічних забруднень на швидкість біохімічного окислення. В умовах, коли концентрації органічних забруднень є вищими за накопичувальну здатність активного мулу, швидкість очистки максимальна і не залежить від БПК суміші. Коли органічних забруднень стає мало, реакція переходить в область реакції першого порядку і залежить від концентрації залишкових забруднень.

Багаточисельними дослідженнями встановлена можливість використання рівняння Міхаеліса-Ментен для математичного опису процесу біологічної очистки різних категорій стічних вод. У той же час за наявності в стічних водах токсичних речовин швидкість ферментативних реакцій може суттєво відрізнятись від швидкості, визначеної за класичним рівнянням Міхаеліса-Ментен.

Вплив кисню на процес біохімічного окислення. Роль молекулярного кисню в метаболізмі клітини надзвичайно велика, оскільки він є одним із найважливіших компонентів, що постачають мікроорганізми енергією для біосинтезу, приймає участь у кінцевому і в багатьох початкових стадіях окислення субстратів. Виходячи з цього, вплив кисню повинен описуватись рівняннями ферментативних реакцій. Оскільки в процесі окислення приймають участь і субстрат, і кисень, то це рівняння повинно мати вигляд одного із рівнянь двосубстратної ферментативної реакції, конкретний вигляд якого запропонований НДІ ВОДГЕО:

$$V = \frac{V_{\max} S C_к}{K_s C_к + K_к S + S C_к}, \qquad (10.6)$$

де $C_к$ - концентрація розчиненого кисню; $K_к$ - константа насичення для кисню.

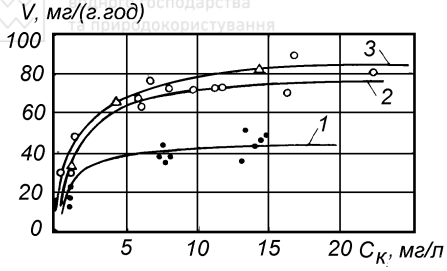


Рис. 10.5. Залежність питомої швидкості споживання кисню від концентрації розчиненого кисню при різній концентрації забруднень (ХПК):
1 - 94 мг/л; 2 - 360 мг/л;
3 - 450 мг/л

Як слідує з рівняння (10.6) й рисунка 10.5, вплив концентрації розчиненого кисню на швидкість його споживання мікроорганізмами активного мулу зростає із збільшенням концентрації субстрату, тобто при відсутності лімітування процесу субстратом S. При концентрації розчиненого кисню 2 мг/л і більше швидкість споживання кисню наближається впритул до максимально можливої; достатньо високою вона залишається і при концентрації 1 мг O_2/л, при зниженні концентрації розчиненого кисню менше 0,5 мг/л швидкість споживання кисню починає різко падати. Але в будь-якому випадку швидкість розчинення кисню у стічній воді не повинна бути нижче швидкості його споживання мікроорганізмами, інакше може статися тимчасове чи місцеве вичерпання вмісту кисню, що призведе до порушення обміну речовин у клітині й зниження швидкості окислення забруднень.

Концентрацію кисню у стічній воді рекомендується також підтримувати в залежності від розмірів пластівців активного мулу: при інтенсивному перемішуванні та мінімальних розмірах пластівців - не менше 1 мг/л, при слабкому перемішуванні й великих розмірах пластівців - біля 2 мг/л [1].

Вплив концентрації активного мулу на швидкість біохімічного окислення. Очевидно, що за інших рівних умов збільшення кількості мікроорганізмів, які беруть участь в процесі очистки, призводить до скорочення його тривалості. Збільшуючи концентрацію активного мулу, можна значно зменшити тривалість очистки, а значить - і об'єм використовуваних споруд. У той же час із збільшенням концентрації мікроорганізмів активність мулу суттєво знижується, що може бути наслідком погіршення масообміну при збільшенні в'язкості суспензії, внутрішньовидової конкуренції мікроорганізмів чи пригнічення їх життєдіяльності продуктами метаболізму. Встановлено, що із трьох перелічених чинників найбільший вплив має інгібіювання продуктами метаболізму. Загальне кінетичне рівняння з урахуванням впливу кисню при цьому має наступний вигляд [3]:

$$V = \frac{V_{\max} S C_к}{K_s C + K_к S + S C_л} \left(\frac{1}{1 + \varphi X} \right), \qquad (10.7)$$

де φ - коефіцієнт інгібіювання; X - доза мулу.

Доза активного мулу в аеротенках зазвичай підтримується в межах 1,5-3 г/л, що визначається умовами нормальної роботи вторинних відстійників при стандартному 1,5-годинному періоді відстоювання. Підвищення дози мулу, наприклад із застосуванням флотаційних муловідокремлювачів, дозволяє збільшити швидкість окислення забруднень. Однак одночасно необхідно збільшувати кількість у воді розчиненого кисню і покращувати умови масообміну.

Температура. Інтенсивність життєдіяльності мікроорганізмів у значній мірі залежить від температури середовища, в якому вони проживають. Підвищення температури за межі фізіологічної норми мікроорганізмів призводить до їх загибелі, в той час як пониження температури викликає лише зниження фізіологічної активності мікроорганізмів. Повільна зміна температури в межах фізіологічної норми не виявляє суттєвого негативного впливу на мікроорганізми, однак різке коливання температури несприятливо впливає на їхню життєдіяльність.

Чим вища температура, тим активніші ферменти бактеріальних клітин мулу. Підвищення температури від 20 до 37 °С призводить до збільшення швидкості окислення у 2-2,3 рази. При зниженні температури стічної води від 20 до 6 °С швидкість процесу біологічного окислення знижується приблизно у 2 рази. При низьких температурах зменшується число видів мікрофлори і мікрофауни в біоценозі активного мулу, погіршується процес флокуляції мікроорганізмів, що, в свою чергу, призводить до збільшення кількості мікроорганізмів, що виносяться із стічними водами із вторинних відстійників.

У процесі біологічної очистки стічних вод в залежності від зміни температурних умов довкілля відбувається модифікація біоценозу. Навесні, влітку і ранньої осені, коли температура стічних вод не нижча 15 °С, розвиваються здебільшого мезофільні та деякі термофільні мікроорганізми; пізньої осені, взимку і навесні переважають психрофільні форми.

Зміна температури води викликає зміну розчинності кисню у воді. У теплий період року, коли фізіологічна активність мікроорганізмів посилюється, розчинність кисню знижується; у зимовий період спостерігається протилежна картина. У зв'язку з цим для підтримки достатньо високої ефективності біологічної очистки у теплий період року необхідно здійснювати більш інтенсивну аерацію, а у зимовий час - підтримувати більш високу концентрацію мікроорганізмів, а також збільшувати тривалість аерації.

Найчастіше залежність швидкості біохімічних процесів від температури враховують рівнянням

$$k_T = k_{20}\theta^{T-20}, \qquad (10.8)$$

де k_T і k_{20} - константи швидкості окислення при температурах відповідно T і 20 °С; θ - коефіцієнт, який при розрахунку аеротенків приймається рівним: 1,047 (за Фелпсом), 1,085 (за Екенфельдером) і 1,074 (за Вурманом) [4].

У вітчизняній практиці швидкість процесу окислення, що визначається за величиною БПК, приймають рівною умовній одиниці при температурі 15 °С. Для інших температур швидкість визначають її множенням на $T/15$, де T - температура стічних вод, °С.

Величина pH. Бактерії краще ростуть у нейтральному або слабко лужному середовищі. Для більшості грибів і дріжджів більш сприятливе слабокисле середовище.

Ефективна очистка стічних вод відбувається при pH=5,5-8,5, оптимальний інтервал pH при цьому складає 6,5-7,5. При pH нижче 5 і вище 9 ефективність біологічної очистки, як правило, різко знижується, що пояснюється впливом активної реакції на хід ферментативних процесів, які протікають у бактеріальних клітинах.

У процесі життєдіяльності багато бактерій можуть підкислювати чи підлужувати середовище. Наприклад, при розкладанні сечовини або білків утворюється аміак, а при споживанні солей органічних кислот у середовищі накопичуються катіони лужних металів. Мікроорганізми активного мулу мають здатність до авторегулювання pH.

Кількісний вираз впливу зміни pH у практиці розрахунку споруд біологічної очистки відсутній. Умовою приймання стічних вод на біологічну очистку є підтримання pH в межах оптимального значення 6,5-8,5.

Перемішування. Перемішування стічної води й активного мулу в аеротенках забезпечує підтримання активного мулу у завислому стані, створює більш сприятливі умови масопередачі поживних речовин і кисню до поверхні мікробних клітин.

Турбулізація рідини призводить до руйнування пластівців активного мулу на більш дрібні скупчення мікроорганізмів і забезпечує швидке оновлення поверхні розділу між мікроорганізмами й навколишнім середовищем. Ці два чинники забезпечують збільшення швидкості надходження поживних речовин і кисню до мікроорганізмів, відведення продуктів метаболізму і в кінцевому рахунку призводять до збільшення швидкості очистки.

Підвищення активності мікроорганізмів в умовах великої турбулентності пов'язане не тільки з покращанням умов існування окремих бактеріальних клітин, але і з вибірковою дією перемішування на різні мікроорганізми, яка призводить до переважного розвитку форм, які мають максимальну здатність до розкладання забруднень. При цьому в біоценозі переважають вільноплаваючі форми циліндричних бактерій, які мають високу біохімічну активність, зникають вільноплаваючі найпростіші й нитковидні бактерії.

Токсичні домішки. Інгібіторами активності ферментів є солі важких металів, хлориди, токсичні органічні речовини.

У процесі біологічної очистки частина іонів важких металів акумулюється активним мулом, утворює комплекси з білками, що призводить до зниження швидкості біохімічного окислення забруднень. Існує певний рівень концентрації тих чи інших іонів важких металів, при якому починає проявлятися його негативна дія. У порядку зменшення токсичності іони важких металів можна розташувати наступним чином: $Sb > Ag > Cu > Hg > Co > Ni > Pb > Cr > Cd > Zn > Fe$. Ступінь впливу іонів важких металів, як і інших інгібіторів, окрім їх концентрацій залежить також від величини pH, температури, виду супутних забруднень, ступеня акліматизації й інших чинників. Дія іонів важких металів не обмежується зниженням біохімічної активності мулу, але також призводить до його спухання.

В процесі біологічної очистки вміст іонів важких металів зменшується приблизно на 75 %, що є наслідком їх сорбції та наступного видалення з надлишком активного мулу.

На процес біологічної очистки негативно впливає підвищена мінералізація стічних вод. Верхньою межею мінералізації стічних вод, що надходять в аеротенки, вважається концентрація солей 10 г/л. Найчастіше мінералізація стічних вод зумовлюється високим вмістом хлоридів. У цьому випадку допустима концентрація солей може бути встановлена більш високою - до 20 г/л, за винятком хлористого магнію, вміст якого як найбільш токсичного не повинен перевищувати 10 г/л. При більших концентраціях хлоридів різко знижується якість очистки стічних вод. При очистці високомінералізованих стічних вод важливу роль відіграє процес адаптації мікроорганізмів активного мулу до підвищених концентрацій солей. Різкі коливання ступеня мінералізації несприятливо відбиваються на якості очищених стічних вод. «Осмотичний шок» призводить до виділення органічної речовини з клітин активного мулу, що веде до порушення окислювальних процесів. Поступове підвищення мінералізації менш помітно відбивається на процесі очистки, але й при ньому відбуваються деякі зміни ефективності очистки: погіршується флокуляція активного мулу, підвищується концентрація завислих речовин в очищеній воді, дещо збільшується БПК очищених стічних вод.

Для мікроорганізмів активного мулу токсичними можуть виявитися не тільки іони важких металів, але й деякі органічні речовини. Так, при значних концентраціях фенолу, формальдегіду й інших антисептиків відбувається денатурація білків протоплазми, а ефір і ацетон руйнують оболонку клітини. Шкідливі речовини, що попадають у бактеріальну клітину, взаємодіють з її компонентами і порушують їхні функції. Однак, на відміну від іонів важких металів, органічні речовини при концентраціях, нижче гранично допустимих, можуть засвоюватися бактеріями. Токсична дія органічних речовин виявля-

Національний університет
природокористування
ється, як правило, при концентраціях, значно більш високих, ніж солей важких металів.

Таким чином, процес біологічної очистки може уповільнюватись цілим рядом інгібіторів. В залежності від того, на які ферментативні реакції, що протікають в клітині, діють одночасно присутні в стічній воді інгібітори, їх вплив може або додаватися, якщо вони знижують швидкість тієї само біохімічної реакції, або вплив буде виявляти лише один інгібітор, якщо вони діють на різні біохімічні реакції. В останньому випадку визначальним виявиться той інгібітор, який буде гальмувати найбільш повільну реакцію в ланцюгу біохімічних реакцій, що протікають у клітині.

Внаслідок складності впливу окремих компонентів стічних вод на процес очистки найбільш надійні результати по виявленню впливу інгібіторів можуть бути отримані тільки в процесі експерименту.

Часто процес біологічної очистки при наявності токсичних речовин порушується тільки в початковий період часу, але після цього знову відновлюється. Це відбувається в результаті адаптації мікроорганізмів активного мулу до забруднень, що надходять.

В залежності від виду речовини і її концентрації процес адаптації може мати різноманітну тривалість. В процесі адаптації можуть бути виділені наступні фази: перша - прихована фаза тривалістю 1-2 доби, коли ефективність очистки й склад мікроорганізмів активного мулу, незважаючи на надходження токсичних речовин, не змінюються; друга - фаза різкого зниження ефекту очистки й модифікації складу біоценозу активного мулу (особливо істотно змінюється при цьому склад найпростіших); третя - фаза зростання ефективності очистки в результаті адаптації мікроорганізмів до нових речовин; четверта - фаза остаточної стабілізації ефекту очистки та складу мікроорганізмів активного мулу.

Встановлені максимальні концентрації шкідливих речовин у стічних водах, що надходять на біологічні очисні споруди [5].

Біогенні елементи. Азот і фосфор є необхідними компонентами клітинного матеріалу для всіх організмів. Азот входить до складу речовини клітини у відновленій, а фосфор - в окисленій формі. Інші елементи, необхідні для нормальної життєдіяльності мікроорганізмів (наприклад, мікроелементи), зазвичай присутні в стічних водах у достатній кількості.

Нестача азоту та фосфору у воді призводить до різкого порушення процесу біологічної очистки стічних вод, зниження фізіологічної активності мікроорганізмів й інтенсивності окислення забруднень стічних вод. Крім того, при нестачі біогенних елементів у біоценозі з'являється значна кількість ниткових форм бактерій і погіршується осаджуваність активного мулу.

Потрібна кількість біогенних елементів залежить від величини приросту біомаси, що, у свою чергу, залежить від виду окислюваної речовини, виду мікроорганізмів, фази розвитку цих мікроорганізмів й ін.

Для міських стічних вод потреба у біогенних елементах визначається із співвідношення $БПК : N : P = 100 : 5 : 1$. Як правило, вказане співвідношення забезпечується біогенними елементами, наявними у цих стічних водах.

Для стічних вод деяких виробництв вміст біогенних елементів може виявитись недостатнім для нормальної експлуатації споруд біологічної очистки. Тому в стічні води в таких випадках вносяться спеціальні біогенні добавки. В якості біогенних добавок застосовують різноманітні водорозчинні солі й інші сполуки: сульфат і нітрат амонію, сечовину, аміачну воду, амофос, суперфосфат, ортофосфорну кислоту тощо.

У наш час на більшості очисних споруд спільна біологічної очистка виробничих і побутових стічних вод. При цьому можливе використання азоту і фосфору, що містяться в побутових стічних водах, і покриття таким чином частини потреб у цих елементах, необхідних для очистки виробничих стічних вод.

10.3. Технологічні параметри процесу очистки стічних вод в аеротенках

Розглянемо блок-схему класичного процесу біологічної очистки в аеротенку, зображену на рисунку 10.6. Відповідно до схеми активний мул подається зосереджено на початок аеротенка, куди також подається стічна вода, що пройшла освітлення в первинному відстійнику. У результаті змішування стічної води з активним мулом утворюється так звана мулова суміш, у процесі руху якої до виходу з аеротенка і безперервної аерації відбуваються біохімічні процеси очистки стічних вод. Далі мулова суміш надходить у вторинний відстійник де відбувається її гравітаційне розділення на біологічно очищену стічну воду й активний мул, який осідає та ущільнюється в нижній частині відстійника. Ущільнений мул, який насосом подається на початок аеротенка, де знову залучається в процес очистки стічних вод, називають **рециркуляційним чи зворотнім активним мулом**. Збільшення маси мулу в процесі очистки називають приростом мулу, який виводиться із системи у вигляді **надлишкового активного мулу**.

Введемо позначення: L_{en} і L_{ex} - відповідно $БПК_{повн}$ стічних вод на вході та на виході з аеротенка, мг/л; $Q_{доб}$ - розрахункова добова витрата очищуваних стічних вод, $м^3$/добу; S - зольність мулу, частка одиниці; W - об'єм аеротенка, $м^3$; M - маса сухої речовини активного мулу, вміщеної в аеротенку, кг.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

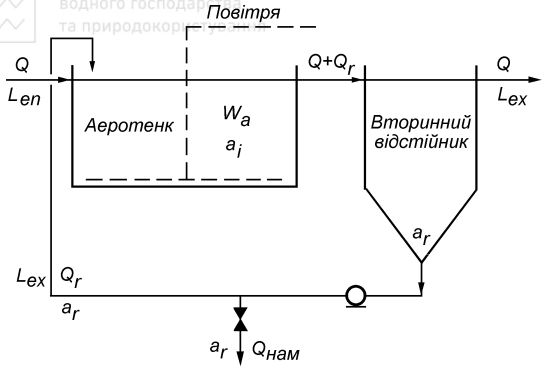


Рис. 10.6. Блок-схема процесу біологічної очистки стічних вод в аеротенках

Концентрацією активного мулу в аеротенку (дозою мулу) називають кількість сухої речовини активного мулу, що припадає на одиницю об'єму аеротенка, і виражають у г/л чи в кг/м^3:

$$a_i = \frac{M}{W}, г/л. \qquad (10.9)$$

Тривалість аерації стічних вод визначається як відношення об'єму аеротенка до витрати очищуваних стічних вод:

$$t = \frac{24W}{Q_{доб}}, год. \qquad (10.10)$$

Із всієї маси органічних речовин, яка надходить в аеротенк із стічними водами $(L_{en} \cdot Q_{доб})$, частина $(Q_{доб}(L_{en} - L_{ex}))$ окислюється активним мулом, а інша частина $(L_{en} \cdot Q_{доб})$ виноситься з аеротенка разом із очищеними стічними водами.

Ефект очистки стічних вод активним мулом визначається у відсотках як відношення зменшення значення $БПК_{повн}$ стічних вод (знятої $БПК_{повн}$) до початкового значення $БПК_{повн}$ стічних вод, що надходять в аеротенки:

$$E = \frac{L_{en} - L_{ex}}{L_{en}} \cdot 100,\%. \qquad (10.11)$$

Ефект біологічної очистки може оцінюватись також і за зменшенням концентрацій інших забруднень, що містяться в стічних водах, - завислих речовин, сполук азоту й фосфору тощо, подаватись в розрахунку на $БПК_5$ чи ХПК.

Ефект очистки стічних вод залежить від співвідношення кількості забруднень, що надходять в аеротенк, і здатності активного мулу до окислення цих забруднень. Як відомо з попередніх розділів, здатність активного мулу до

Національний університет
окислення органічних забруднень характеризується швидкістю їх окислення. За постійної швидкості надходження забруднень збільшення швидкості їх окислення призводить до збільшення ефекту очистки і навпаки. Таким чином, ефект очистки буде визначатись співвідношенням швидкостей надходження та біохімічного окислення забруднень. Якщо віднести ці швидкості до одиниці маси активного мулу, то в цьому випадку ефект очистки буде визначатись відношенням питомої швидкості надходження забруднень, чи, як прийнято називати, навантаженням на активний мул, до питомої швидкості окислення забруднень активним мулом.

Таким чином, **навантаження на активний мул** - це відношення кількості забруднень стічних вод по $БПК_{повн}$ чи $БПК_5$, що надходять в аеротенки протягом доби, до маси сухої чи беззольної речовини активного мулу, який приймає участь в процесі очистки. Зазвичай навантаження визначають в розрахунку на беззольну речовину, яка, як відомо, більш точно характеризує кількість мікроорганізмів, що приймають участь у процесі очистки

$$A = \frac{L_{en} \cdot Q_{доб}}{a_i (1-S) W_a}, мгБПК_{повн} / (г_{бр}.добу). \qquad (10.12)$$

Питома швидкість окислення забруднень активним мулом (швидкість окислення) - це кількість органічних забруднень по $БПК_{повн}$ чи $БПК_5$, яка окислюється 1 г беззольної речовини активного мулу за 1 годину

$$\rho = \frac{(L_{en} - L_{ex}) Q_{доб}}{24 a_i (1-S) W_a}, мгБПК_{повн} / (г_{бр}.год). \qquad (10.13)$$

Знаючи ρ, можна легко визначити об`єм аеротенка

$$W_a = \frac{(L_{en} - L_{ex}) Q_{доб}}{24 a_i (1-S) \rho}, м^3. \qquad (10.14)$$

Не зважаючи на схожість математичних виразів для визначення навантаження на мул (10.12) і питомої швидкості окислення забруднень (10.13), між цими показниками існує принципова різниця. Навантаження на мул встановлює відношення кількості субстрату до кількості біомаси й таким чином визначає фазу його розвитку, фізіологічний стан біоценозу, вік мулу, приріст мулу тощо. Питома швидкість окислення забруднень характеризує процес біохімічного окислення забруднень активним мулом, який знаходиться в конкретних технологічних умовах (навантаження на мул також є однією з цих умов). Питома швидкість окислення забруднень, як відомо, залежить від хімічної природи окислюваних забруднень, їх концентрації в стічних водах, глибини їх вилучення, навантаження на мул, наявності речовин, які інгібують процес біохімічного окислення, наявності біогенних елементів, ступеня адаптованості активного мулу, концентрації розчиненого кисню, температури сті-

Національний університет
чних вод, гідродинамічних умов тощо. Значення питомої швидкості окислення забруднень встановлюється експериментальним шляхом.

Однак, не дивлячись на принципову відмінність понять, навантаження на мул і питома швидкість окислення забруднень виявляються пов'язаними між собою тим, що для конкретних технологічних умов реалізації процесу найбільша швидкість окислення забруднень при забезпеченні необхідного ступеня їх вилучення досягається лише при певних навантаженнях на активний мул. Аналітичний зв'язок між навантаженням на мул і питомою швидкістю окислення забруднень може бути легко встановлений, виходячи з попередніх формул (10.12) і (10.13),

$$\rho = \frac{1}{2400} A \cdot E, мгБПК_{повн} / (г_{бр} . год). \qquad (10.14)$$

Клаус Імгоф, використавши результати експлуатації очисних станцій країн Європи і США, знайшов графічну залежність між ефектом очистки стічних вод і навантаженням на активний мул (див. рис. 10.7). Як видно з рисунка, повна біологічна очистка міських стічних вод стає можливою при навантаженнях на активний мул менше 300 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу. Збільшенні навантаження на мул призводить до повільного зменшення ефекту очистки стічних вод (активний мул «не встигає» окислювати забруднення, що надходять) і зростання виносу мулу із вторинних відстійників вище 20-25 мг/л (див. рис. 10.8). При навантаженнях на мул < 150 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини за добу крім повної біологічної очистки відбувається ще й нітрифікація амонійного азоту, а при навантаженнях < 50 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини за добу - ще й одночасна стабілізація надлишкового активного мулу.

Ван дер Емде виділяє 6 ступенів очистки стічних вод, встановлюючи при цьому для кожного ступеня відповідне навантаження на активний мул [6]:

1. A = 50 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - повна біологічна очистка стічних вод (без їх попереднього освітлення в первинних відстійниках) з одночасною стабілізацією надлишкового активного мулу;
2. A = 100 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - повна біологічна очистка стічних вод (без їх попереднього освітлення в первинних відстійниках) з частковою стабілізацією надлишкового активного мулу;
3. A = 200 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - повна біологічна очистка стічних вод (з їх попереднім освітленням у первинних відстійниках) з нітрифікацією амонійного азоту без стабілізації надлишкового активного мулу;
4. A = 500 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - повна біологічна очистка стічних вод (з їх попереднім освітленням в первинних відстійниках) без стабілізації надлишкового мулу ($БПК_5$ очищених стічних вод - 25 мг/л);

Національний університет
водного господарства
та природокористування

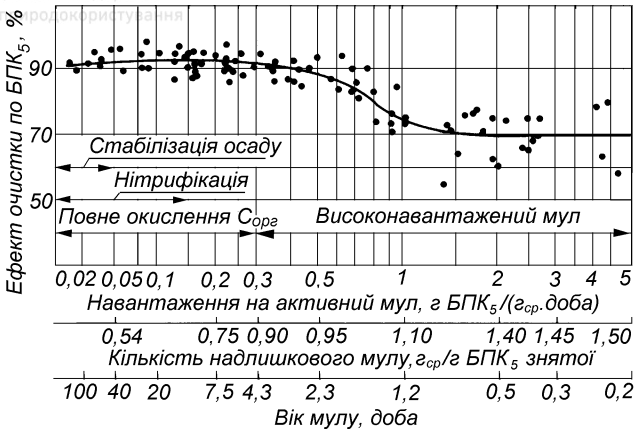


Рис. 10.7. Залежність ефекту очистки стічних вод, приросту і віку мулу від навантаження на активний мул

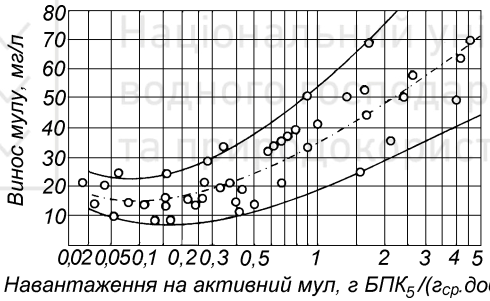


Рис. 10.8. Залежність виносу мулу із вторинних відстійників від навантаження на активний мул

5. A = 1000 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - неповна біологічна очистка стічних вод без стабілізації надлишкового активного мулу ($БПК_5$ очищених стічних вод - 40 мг/л);
6. A = 2000 мг $БПК_5$ на 1 г сухої речовини мулу за добу - неповна біологічна очистка стічних вод без стабілізації надлишкового активного мулу ($БПК_5$ очищених стічних вод - 80 мг/л).

У вітчизняній практиці виходячи із навантаження на активний мул аеротенки характеризують як **високонавантажувані** на неповну біологічну очистку - при навантаженні > 500 мг $БПК_{повн}$ на 1 г беззольної речовини мулу за добу, **середньонавантажувані** (нормальнонавантажувані чи класичні) на повну біологічну очистку - при навантаженнях 150-500 мг $БПК_{повн}$ на 1 г без-

Національний університет
зольної речовини мулу за добу, **низьконавантажувані** на повну очистку з нітрифікацією амонійного азоту - при навантаженнях 65-150 мг $БПК_{повн}$ на 1 г беззольної речовини мулу за добу, **продовженої аерації** на повну біологічну очистку з нітрифікацією амонійного азоту і стабілізацією надлишкового мулу - при навантаженнях < 65 мг $БПК_{повн}$ на 1 г беззольної речовини мулу за добу [7].

Як вже зазначалося, навантаження на активний мул визначає фазу його розвитку. З деякою часткою умовності можна вважати, що на кривій росту мікроорганізмів (див. рис. 10.2) у фазі II мають місце високі навантаження на активний мул, у фазі III - середні навантаження, у фазі IV - низькі навантаження і у фазі V - відбувається самоокислення мулу. В залежності від навантаження відбувається й зміна складу біоценозу активного мулу (див. розділ 10.2).

При очистці стічних вод в аеротенках **приріст мулу** визначається в г сухої речовини на 1 $м^3$ очищених стічних вод і показує, яка кількість сухої речовини активного мулу приросла в процесі очистки 1 $м^3$ стічних вод.

Як підкреслювалося вище, приріст маси власне бактеріальних клітин залежить від співвідношення між споживанням органічних речовин для енергетичного і конструктивного обмінів. Для міських стічних вод експериментально встановлено, що ступінь використання органічної речовини для синтезу клітковой маси складає 25-30 % від знятої у споруді $БПК_{повн}$. Але крім цього маса активного мулу збільшується також у результаті механічного включення в мул і неасимільованої ним маси завислих речовин, що надходить в аеротенки з очищуваними стічними водами та біологічно окислюється мулом лише на 20-25 %.

Згідно СНиП 2.04.03-85 приріст мулу визначається за емпіричною формулою

$$П = 0{,}8.B + K_П . L_{en}, мг/л, \qquad (10.15)$$

де B - концентрація завислих речовин у стічних водах, що надходять в аеротенк, мг/л; $K_П$ - коефіцієнт приросту активного мулу, що показує, яка частина органічних забруднень, що знаходяться у колоїдній і розчинній формах, використовується для збільшення маси бактеріальних клітин. Для міських стічних вод $K_П$ = 0,3.

Іноді визначають **питомий приріст активного мулу** на одиницю знятої $БПК_{повн}$

$$П_{пит} = \frac{П}{L_{en} - L_{ex}}, г/гБПК_{повн}. \qquad (10.16)$$

Приріст мулу являє собою надлишковий активний мул, який необхідно виводити з аеротенка для підтримання в ньому постійної концентрації активного мулу. Витрата надлишкового активного мулу складає

$$Q_{нам} = \frac{П.Q_{доб}.100}{(100 - B_м).10^6}.м^3 \ / \ добу, \qquad (10.17)$$

де $B_м$ - вологість надлишкового активного мулу, що видаляється з аеротенка, %.

Чим глибший процес біохімічного окислення відбувається в аеротенках (менше навантаження на активний мул), тим більше бактеріальних клітин частково окислюються при ендогенній респірації, і тим менший приріст мулу. Найвищий приріст мулу спостерігається при великих навантаженнях на нього. Залежність приросту мулу від навантаження, встановлена Клаусом Імгофом, наведена на рисунку 10.7.

Мікроорганізми активного мулу мають свій життєвий цикл. В результаті обмінних процесів із навколишнім середовищем і внутрішньоклітинного метаболізму відбувається ріст і розвиток мікроорганізмів - оновлення клітинної речовини і по мірі старіння клітини - зміна її хімічного складу, наприклад, зменшення вмісту води. У цьому аспекті можна говорити про «молодий» і «старий» активний мул.

Вік мулу визначає час перебування активного мулу в аеротенку до моменту його видалення у вигляді надлишкового мулу. Він визначається як відношення маси активного мулу, що знаходиться в аеротенку, вторинному відстійнику та мулових каналах до добової маси надлишкового активного мулу. Зазвичай враховується маса активного мулу, що знаходиться тільки в аеротенку. У такому випадку

$$Вік = \frac{a_i \cdot W_a}{П \cdot Q_{доб}}, діб. \qquad (10.17)$$

Вік мулу визначає його фізіологічний стан і суттєво впливає на інтенсивність процесів окислення, осадження мулу, засвоєння азоту та фосфору мікроорганізмами мулу, нітрифікацію амонійного азоту.

Встановлено, що від віку залежить здатність клітин мулу до поділу (табл. 10.1). Мікроорганізми «молодого» активного мулу, що складаються головним чином із бактерій і невеликої кількості найпростіших, протягом 12 год більш витривалі до коливань температури в межах 10-30 °С і коливань pH. Однак, швидко розмножуючись, вони не забезпечують глибокого вилучення органічних забруднень. Для глибокої очистки стічних вод, нітрифікації амонійного азоту використовують «старий» мул. Крім цього, «старий» мул утворює пластівці більшого розміру і тому краще відділяється від очищених стічних вод.

Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця 10.1

Залежність поділу живих клітин від віку мулу [8]

Вік мулу, діб	0,25	0,5	1,0	2,0	10,0
Поділ живих клітин, %	100	90	65	35	10-20

У залежності від технологічного режиму процесу очистки вік мулу може змінюватись від 0,2 до 90 діб. Для нормально навантажених аеротенків, які працюють у II-III фазах (див. рис. 10.2), вік мулу складає 6-9 діб. Для високо навантажених аеротенків, працюючих у фазі експоненційного росту, характерний «молодий» мул, вік якого складає 1-3 доби. Для низько навантажених аеротенків, працюючих у фазі ендогенної респірації, характерний «старий» мул, вік якого складає більше 20 діб.

Згідно даних Клауса Імгофа повна біологічна очистка стічних вод забезпечується при мінімальному віку мулу 4 доби, повна біологічна очистка з нітрифікацією амонійного азоту - при мінімальному віку мулу 10 діб, повна біологічна очистка із стабілізацією надлишкового мулу - при мінімальному віку мулу 25 діб [9]. Залежність віку мулу від навантаження на нього наведена на рисунку 10.7.

Муловий індекс характеризує здатність активного мулу до осадження та ущільнення. Муловий індекс - це об`єм активного мулу в кубічних сантиметрах після відстоювання протягом 30 хв у циліндрах об'ємом 1 л, віднесений до 1 г сухої речовини активного мулу.

Муловий індекс показує, який об'єм займає біоценоз активного мулу у стані спокою. Для добре працюючих аеротенків на міських очисних спорудах J = 80-120 $см^3$/г, глибоко мінералізований мул може мати індекс 60-90 $см^3$/г. При «спуханні» активного мулу його муловий індекс перевищує 150-200 $см^3$/г. Такий мул погано осідає і відділяється від води у вторинних відстійниках, виноситься з очищеною водою, внаслідок чого зменшується загальний ефект очистки в аеротенку.

Муловий індекс залежить від багатьох чинників: навантаження на активний мул; достатньої кількості біогенних елементів (передусім фосфору); достатності розчиненого кисню в муловій суміші; наявності в стічних водах токсичних елементів, що можуть призвести до загибелі частини активного мулу; наявності в стічних водах легкоокислюваних органічних речовин (цукор, глюкоза, спирт).

Головним чинником, який визначає величину мулового індексу, є навантаження на мул (див. рис. 10.9). При очистці міських стічних вод в інтервалі навантажень на активний мул 500-1300 мг/(г.добу) муловий індекс різко зростає, і нормальна робота очисних споруд стає практично неможливою. Дещо зростає муловий індекс і при низьких навантаженнях на активний мул.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

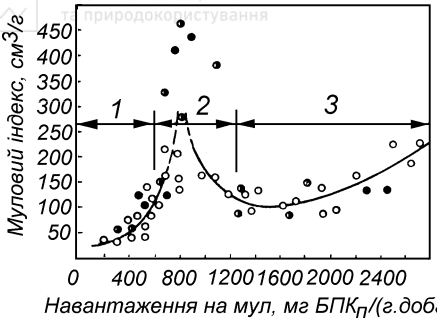


Рис. 10.9. Залежність мулового індексу від навантаження на активний мул:
1, 3 - зони нормальних значень мулового індексу; 2 - зона «спухання» активного мулу

Зрозуміло, що чим менше значення мулового індексу, тим краще активний мул осаджується й ущільнюється у вторинних відстійниках, тим менше рециркуляційного мулу потрібно перекачувати в аеротенки і навпаки. Кількість рециркуляційного мулу встановлюється за так званим коефіцієнтом (ступенем) рециркуляції.

Коефіцієнт (ступінь) рециркуляції зворотного мулу - це відношення витрат рециркуляційного мулу Q_r до витрат очищуваних стічних вод Q

$$\alpha = Q_r / Q. \qquad (10.18)$$

Величина α може виражатися у частках одиниці (тоді вживають термін коефіцієнт рециркуляції) чи у відсотках (говорять про ступінь рециркуляції). Звичайно α = 0,3-0,7 (30-70 %), але для деяких типів аеротенків може досягати 3 (300 %) і більше.

Складемо рівняння матеріального балансу активного мулу для аеротенка (див. рис. 10.6)

$$П.Q + a_r.Q_r = a_i(Q + Q_r).$$

Оскільки приріст активного мулу $П$ малий у порівнянні з дозою мулу в аеротенку a_i, то ним можна знехтувати. Тоді отримаємо

$$a_r = a_i \frac{Q + Q_r}{Q_r},$$

$$\text{чи } a_r = a_i\left(\frac{1}{\alpha} + 1\right). \qquad (10.19)$$

Таким чином, ступінь рециркуляції активного мулу α пов'язаний із концентрацією мулу, що видаляється з вторинних відстійників a_r. Зменшивши ступінь рециркуляції, можна збільшити концентрацію активного мулу, що

Національний університет
та природокористування
видаляється з вторинних відстійників, за рахунок більш тривалого відстоювання.

З певним наближенням можна прийняти [3, 6], що

$$a_r = \frac{1000}{J}. \qquad (10.20)$$

Таким чином

$$a_i = \frac{1000\alpha}{J(1-\alpha)}. \qquad (10.21)$$

З отриманого рівняння слідує, що доза мулу в аеротенку залежить від ступеня рециркуляції активного мулу α і мулового індексу J, який, у свою чергу, залежить від навантаження на мул і цілого ряду інших чинників. Тому дозу мулу слід розглядати як оптимальну концентрацію активного мулу, яка складається під впливом різних чинників, що характеризують той чи інший технологічний режим роботи аеротенків, вторинних відстійників тощо. У цьому зв'язку доречно говорити про деякі середні дози мулу в аеротенках, які складають 3-5 г/л при продовженій аерації, 3-4 г/л при низьких навантаженнях на активний мул, 2,5-3,5 г/л при середніх і 2-3 г/л при високих навантаженнях.

Окислювальна потужність аеротенка - це кількість органічних забруднень по $БПК_{повн}$ чи $БПК_5$, що видаляється в 1 $м^3$ об'єму аеротенка за добу

$$ОП = \frac{(L_{en} - L_{ex})Q_{доб}}{W_a}, гБПК/(м^3.добу). \qquad (10.22)$$

Окислювальна потужність залежить в значній мірі від дози мулу в аеротенку, виду окислюваних забруднень, температури стічних вод і може змінюватись від 250 г до 10-12 кг $БПК_{повн}$ на 1 $м^3$ за добу.

Основним засобом збільшення окислювальної потужності аеротенків є збільшення концентрації мулу в аеротенку, однак при цьому потрібно забезпечити процес киснем, а також можливість розділення висококонцентрованої мулової суміші у вторинних відстійниках.

10.4. Класифікація аеротенків

Аеротенки об'єднують велику групу біологічних окислювачів, різноманітних за технологічними та гідродинамічними режимами очистки стічних вод, конструкцією, типами використовуваних систем аерації, але принцип їх дії грунтується на здатності мікроорганізмів активного мулу до окислення органічних забруднень стічних вод.

Аеротенки класифікують за наступними основними ознаками:

- **за гідродинамічним режимом** - аеротенки-витиснювачі, аеротенки-змішувачі і аеротенки з розосередженим впуском стічних вод (проміжного типу);
- **за навантаженням на активний мул** - високонавантажувані (аеротенки на неповну очистку), нормально навантажені (на повну очистку) і аеротенки продовженої аерації (на повну очистку із стабілізацією активного мулу). До аеротенків продовженої аерації відносяться також циркуляційні окислювальні канали. Аеротенки, в яких підтримуються підвищені дози мулу (5 г/л і більше), називаються **високопродуктивними** (до них можуть відноситись у цьому випадку звичайні і навіть аеротенки продовженої аерації);
- **за способом регенерації активного мулу** - аеротенки без окремої регенерації активного мулу і аеротенки з окремою регенерацією активного мулу (аеротенки з регенераторами);
- **за кількістю ступенів очистки** - одноступінчасті, двоступінчасті та багатоступінчасті. При цьому під ступенем очистки розуміють частину загальної біохімічної системи, у якій підтримується специфічна культура мулу;
- **за режимом введення стічних вод в аеротенк** - проточні, напівпроточні з перемінним робочим рівнем і періодичної дії (контактні);
- **за конструктивними ознаками**:
- **за типом системи аерації** - аеротенки з пневматичною, механічною, пневмомеханічною та гідропневматичною аерацією;
- **за способом компанування з вторинними відстійниками** - аеротенки з окремо розташованими вторинними відстійниками і аеротенки, зблоковані із вторинними відстійниками (аеротенки-відстійники, аеротенки-освітлювачі, аеротенки-акселатори);
- **за конструкцією зони аерації** - коридорні, прямокутні чи круглі у плані.

10.5. Аеротенки-витиснювачі і аеротенки-змішувачі

Аеротенки-витиснювачі являють собою коридорні споруди, в яких кожна порція суміші очищуваних стічних вод і активного мулу проходить послідовну очистку без повного змішування з усім об'ємом мулової суміші, яка знаходиться в аеротенку. Вважається, що ефект витиснення проявляється при відношенні відстані від місця впуску очищуваної води до кінця останнього коридору до ширини коридору не менше 30:1 [10].

В аеротенках-витиснювачах ступінь очистки є функцією відстані, яку проходить дана порція стічних вод і активного мулу від початку аеротенка (рис. 10.10). $БПК_{повн}$ стічних вод зменшується від L_{en} на початку до L_{ex} у кінці аеротенка. Відповідно до зменшення $БПК_{повн}$ зменшується навантаження на активний мул A, а також і швидкість окислення забруднень: від максимальної, пропорційної L_{en} - на початку, до мінімальної, пропорційної

Національний університет
водного господарства
та природокористування

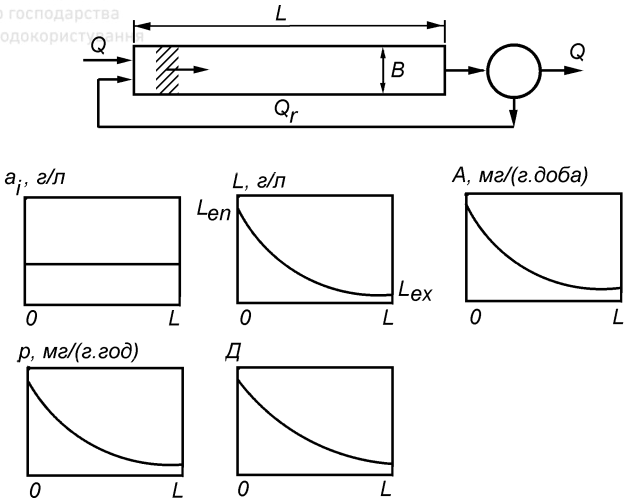


Рис. 10.10. Зміна основних технологічних параметрів по довжині аеротенка- витиснювача

Національний університет
водного господарства
та природокористування

L_{ex} - на кінці аеротенка. При цьому концентрація мулу зростає до кінця аеротенка лише на 3-5 % [11].

Якщо на початку споруди спостерігається перевантаження активного мулу органічними речовинами й великий дефіцит кисню $Д$, то в її кінці відчувається нестача органічних речовин і надлишок кисню. Таким чином, активний мул від початку до кінця аеротенка проходить всі фази свого розвитку (див. рис. 10.2). Такий режим роботи не може розглядатись як оптимальний, бо швидко змінювані умови існування мулу не дозволяють мікроорганізмам адаптуватись до окислення певного «спектру» органічних забруднень. Іншим недоліком аеротенків-витиснювачів є погіршення їх роботи при залповому надходженні забруднень чи токсичних для активного мулу домішок стічних вод. У цьому випадку порушується робота біоценозу активного мулу: він втрачає свою активність, «спухає» і внаслідок цього виноситься із вторинних відстійників. Аеротенк на тривалий період виходить з нормального режиму. Тому аеротенки-витиснювачі використовуються для очистки порівняно слабко забруднених міських і близьких до них за складом виробничих стічних вод ($БПК_{повн}$ до 500 мг/л [11]).

Слід відмітити, що аеротенки-витиснювачі забезпечують ефективне розділення мулової суміші у вторинних відстійниках.

Аеротенки-змішувачі (аеротенки повного змішування) являють собою споруди, в яких порції очищуваних стічних вод і активного мулу майже

миттєво перемішуються із всією масою мулової суміші, що знаходиться в аеротенку (рис. 10.11). До аеротенків-змішувачів відносяться аеротенки, обладнані механічними аераторами; відношення довжини таких споруд до ширини близьке до одиниці. Сюди ж відносяться аеротенки із розосередженим впуском суміші стічної води і активного мулу вздовж поздовжньої стінки аеротенка і таким же випуском із іншої сторони.

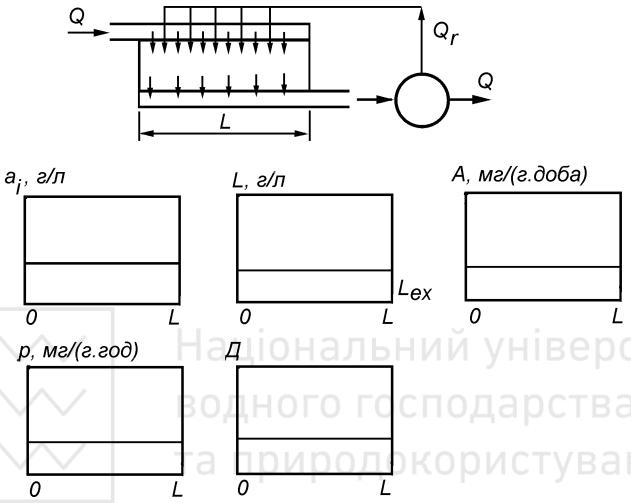


Рис. 10.11. Зміна основних технологічних парметрів по довжині аеротенка-змішувача

Закономірності процесу біологічної очистки стічних вод в аеротенку-змішувачі суттєво відрізняються від процесів, які відбуваються в аеротенку-витиснювачі. Якщо в аеротенку-витиснювачі бактерії проходять практично повний цикл свого розвитку, то в аеротенку-змішувачі вони підтримуються на певній фазі розвитку, адаптуються до складу забруднень очищуваних стічних вод, що забезпечує максимальну швидкість окислення забруднень.

Швидке перемішування стічної води і рециркуляційного мулу із усією масою мулової суміші дозволяє рівномірно розподілити органічні забруднення і розчинений кисень, забезпечити роботу аеротенка при постійному навантаженні на активний мул. Швидке розбавлення очищуваних стічних вод практично очищеною водою, що міститься в аеротенку, дозволяє очищати стічні води з відносно високою концентрацією забруднень. З цієї ж причини аеротенки-змішувачі краще ніж аеротенки-витиснювачі реагують на різку зміну концентрації забруднень і навіть на наявність у стічних водах токсичних речовин. Виходячи з цих обставин, аеротенки-змішувачі доцільно вико-

ристовувати для очистки висококонцентрованих виробничих стічних вод, а при очистці міських стічних вод - на першому ступені біологічної очистки перед аеротенками-витиснювачами чи біофільтрами.

До недоліків аеротенків-змішувачів слід віднести порівняно низьку швидкість окислення забруднень, яка для усієї споруди пропорційна $БПК_{повн}$ очищених стічних вод L_{ex}. Крім цього в аеротенках-змішувачах існує можливість «проскоку» частини стічної рідини без достатньої очистки, а також гірше в деяких випадках розділення мулової суміші у вторинних відстійниках.

10.6. Основні технологічні схеми очистки стічних вод в аеротенках

Схема повної біологічної очистки стічних вод в аеротенках без регенератора (рис. 10.12) є найпростішою технологічною схемою очистки стічних вод в аеротенках. Використовується для очистки низькоконцентрованих стічних вод (L_{en} <150 мг/л [10]), що не вміщують токсичних домішок. Навантаження на мул у таких аеротенках підтримується в межах A=150-500 мг/(г.добу), а доза мулу - 1,5-3 г/л. При значенні коефіцієнта рециркуляції 0,3-0,6 концентрація зворотного активного мулу, що повертається в аеротенки із вторинних відстійників, складає 4-8 г/л.

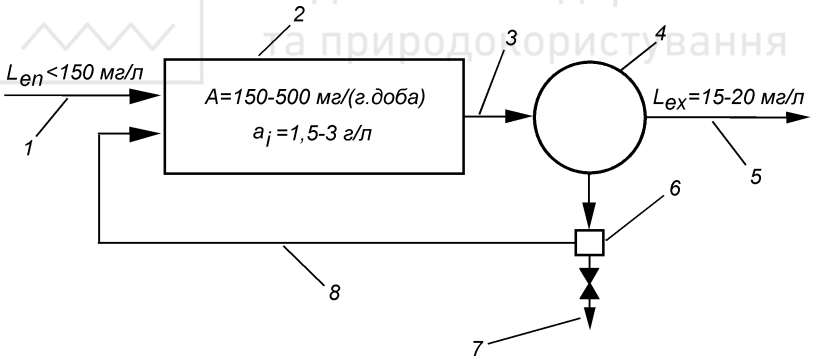


Рис. 10.12. Схема повної біологічної очистки стічних вод в аеротенках без регенерації активного мулу:
1 - стічна вода після первинних відстійників; 2 - аеротенк; 3 - мулова суміш; 4 - вторинний відстійник; 5 - очищена стічна вода; 6 - насосна станція; 7 - надлишковий активний мул; 8 - рециркуляційний активний мул

Розглядувана технологічна схема має ряд суттєвих недоліків. В таких аеротенках неможливо інтенсифікувати процес шляхом збільшення концентрації активного мулу через погіршання роботи вторинних відстійників. Іншим

недоліком схеми є можливість отруєння активного мулу і тривалого порушення роботи аеротенків при залповому надходженні в них стічних вод, що вміщують токсичні домішки.

Схема біологічної очистки стічних вод (повної чи неповної) в аеротенках з окремою регенерацією активного мулу (рис. 10.13). В основу схеми з аеротенками і окремими регенераторами покладена різниця швидкостей двох послідовних фаз біохімічного процесу - вилучення мулом забруднень із стічної води (власне очистка) і наступного окислення цих забруднень (регенерація мулу). Встановлено, що для міських стічних вод швидкість вилучення забруднень у 2-5 разів перевищує швидкість їх окислення. При незначних концентраціях забруднень у стічних водах (дивись попередню схему) обидва процеси відбуваються досить швидко, і їх здійснюють в одній споруді при постійній концентрації активного мулу 1,5-3 г/л, яка гарантує нормальну роботу вторинних відстійників. Збільшення концентрацій забруднень очищуваних стічних вод призводить до збільшення тривалості обох процесів і особливо регенерації, в результаті чого значно зростає і загальний об'єм споруди. У цьому випадку процес біохімічної очистки доцільно розділити на дві фази і здійснювати їх в окремих спорудах: першу - у власне аеротенку, другу - в регенераторі. В регенераторі, за рахунок ущільнення у вторинних відстійниках, підтримується більш висока концентрація активного мулу (6-8 г/л), ніж в аеротенках. Таким чином, зростає і середня концентрація мулу в системі «аеротенк-регенератор», що дозволяє зменшити сумарний об'єм споруди на 10-20 % у порівнянні із схемою без розділення фаз процесу. Важливою є також та обставина, що при цьому не зростає концентрація мулу в муловій су-

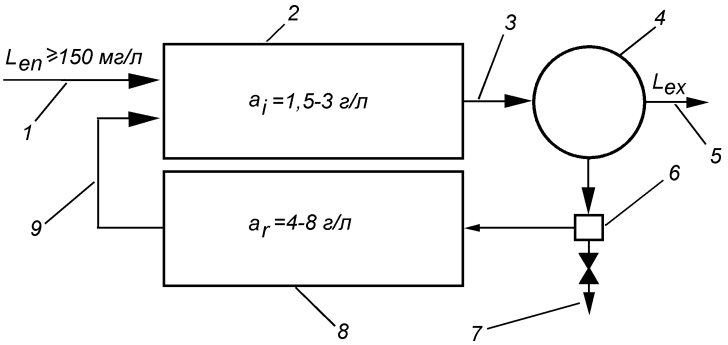


Рис. 10.13. Схема біологічної очистки стічних вод в аеротенках з регенерацією активного мулу:

1 - стічна вода після первинних відстійників; 2 - аеротенк; 3 - мулова суміш; 4 - вторинний відстійник; 5 - очищена стічна вода; 6 - насосна станція; 7 - надлишковий активний мул; 8 - регенератор активного мулу; 9 - рециркуляційний активний мул

Національний університет
міші, яка надходить у вторинні відстійники, що гарантує їх нормальну роботу.

Для міських стічних вод регенерацію активного мулу рекомендується застосовувати, коли їх $БПК_{повн}$ більша 150 мг/л [10]. Для виробничих стічних вод доцільність введення регенераторів повинна бути підтверджена експериментально. Якщо швидкість окислення забруднень близька до швидкості їх вилучення з води, то регенератори використовувати недоцільно.

Аеротенки з регенераторами в наш час використовуються на багатьох міських очисних спорудах, розрахованих на повну біологічну очистку стічних вод. Це пояснюється надходженням у міську каналізацію великої кількості виробничих стічних вод, які часто вміщують токсичні речовини, що, особливо при їх залповому надходженні, може привести до пригнічення чи навіть загибелі частини активного мулу. У такому випадку отруєний активний мул досить легко замінити життєздатним, що знаходиться в регенераторі.

Об'єм регенераторів звичайно приймають рівним 25-50 % від загального об'єму аеротенків, при цьому конструкція регенераторів, як правило, не відрізняється від конструкції аеротенків. Аеротенки з регенераторами на неповну очистку можуть використовуватись на першому ступені у двоступінчастих схемах.

За кордоном окрема регенерація активного мулу отримала назву «біосорбція», «контактна стабілізація», «ріджевський процес», які відрізняються одна від одної, головним чином, різним відсотком об'єму регенераторів від загального об'єму аеротенка.

Схема двоступінчастої очистки стічних вод в аеротенках (з регенераторами чи без регенераторів) (рис. 10.14). Таку схему доцільно використовувати при очистці концентрованих стічних вод з $БПК_{повн}$ більше 250 мг/л, при наявності у воді речовин із великою різницею у швидкостях біохімічного окислення. Особливістю двохступінчастої очистки стічних вод є те, що на кожному ступені аеротенків поступово формується мул із специфічним біоценозом, який найкращим чином пристосований до окислення забруднень і забезпечує високий ефект очистки. Тому загальний об'єм аеротенків виявляється меншим у порівнянні з об'ємом одноступінчастих аеротенків.

Двоступінчаста очистка стічних вод може здійснюватись як без регенераторів, так і з регенераторами. Зазвичай на першому ступені очистки для вилучення 50-70 % забруднень використовуються аеротенки-змішувачі, які нормально працюють при великій нерівномірності надходження стічних вод і при наявності в них токсичних домішок. На другому ступені використовуються аеротенки-витиснювачі, які дозволяють здійснити повну очистку стічних вод від важкоокислюваних забруднень.

Відомо декілька модифікацій двоступінчастих схем очистки з аеротенками. За першою схемою надлишковий активний мул відводиться роздільно з кожного ступеня. При цьому високонавантажений надлишковий актив-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

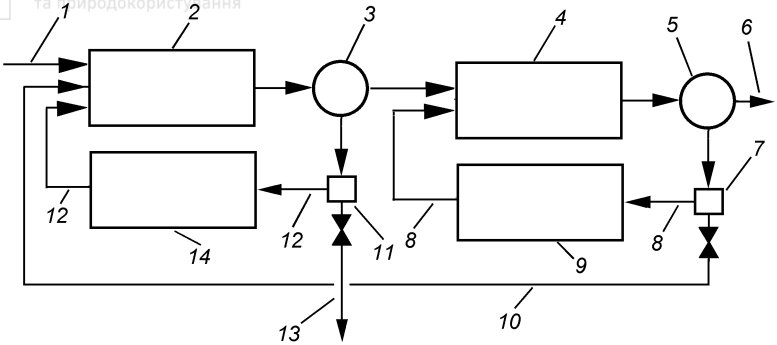


Рис. 10.14. Схема двоступінчастої біологічної очистки стічних вод в аеротенках з регенерацією активного мулу:
1 - стічна вода після первинних відстійників; 2, 4 - аеротенки відповідно першого і другого ступеня; 3, 5 - вторинні відстійники відповідно першого і другого ступеня; 6 - очищена стічна вода; 7, 11 - насосні станції відповідно першого і другого ступеня; 8, 12 - рециркуляційний мул відповідно першого і другого ступеня; 9, 14 - регенератори активного мулу відповідно першого і другого ступеня; 10 - надлишковий активний мул аеротенків другого ступеня; 13 - надлишковий активний мул аеротенків першого ступеня

ний мул першого ступеня потребує подальшої обробки, тоді як сильно мінералізований мул другого ступеня потребує тільки зневоднення. За другою схемою двоступінчастої очистки надлишковий активний мул другого ступеня направляється в аеротенк першого ступеня, покращуючи тим самим окислювальну роботу системи в цілому. Однак загальна кількість надлишкового мулу, що видаляється із системи після першого ступеня очистки і потребує подальшої обробки, у даному випадку дещо більша.

Третя двоступінчаста схема передбачає відведення надлишкового активного мулу тільки після другого ступеня очистки. Аеротенк першого ступеня при цьому працює з максимально можливими дозами мулу, надлишок якого разом з очищеною стічною водою надходить на другий ступінь. Перевагою такої схеми є висока окислювальна потужність першого ступеня очистки і значна мінералізація надлишкового активного мулу, який видаляється з другого ступеня очистки, що скорочує витрати на його подальшу обробку. Недоліком схеми є велика засміченість біоценозу мулу другого ступеня мулом першого ступеня, що порушує ефект адаптації.

Неповна очистка стічних вод у високонавантажуваних аеротенках без регенератора (рис. 10.15). Підвищення навантаження на мул більше 1300 мг $БПК_{повн}$ /(г.добу) спричинює зменшення ефекту очистки стічних вод

Національний університет
водного господарства
та природокористування

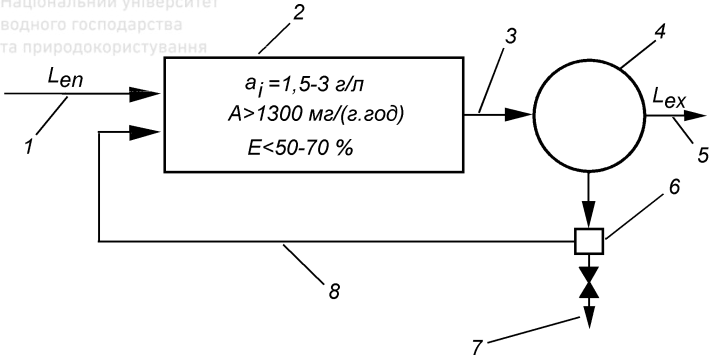


Рис. 10.15. Схема неповної біологічної очистки стічних вод у високонавантажуваних аеротенках:
1 - освітлена чи неосвітлена стічна вода; 2 - аеротенк; 3 - мулова суміш; 4 - вторинний відстійник; 5 - очищена стічна вода; 6 - насосна станція; 7 - надлишковий активний мул; 8 - рециркуляційний активний мул

до 70-75 %, однак процес очистки міських стічних вод відбувається при цьому за 0,5-2 год. При зазначених навантаженнях активний мул працює у фазі експоненціального росту, в ньому скорочується число найпростіших і зростає число бактерій. Вік мулу при цьому складає менше 0,5 доби, він має низьку зольність (15-20 %) і відноситься до «молодого» мулу, що і визначає його високу активність. При цьому органічна речовина стічних вод не стільки окислюється, скільки використовується для побудови нових бактеріальних клітин, що зумовлює деяке зменшення потреби процесу в кисні та збільшення приросту мулу.

Нормальна робота високонавантажуваних аеротенків можлива завдяки явищу зменшення мулового індексу при високих навантаженнях до 50-100 $см^3$/г (див. рис. 10.9). Доза мулу в аеротенках при цьому підтримується в межах 1-5 г/л.

Високонавантажувані аеротенки рекомендується використовувати на першому ступені дво- і багатоступінчастих схем біологічної очистки.

Схема повної біологічної очистки стічних вод в одноступінчастих аеротенках з аеробною стабілізацією активного мулу (10.16). На відміну від попередньої, в розглядуваній схемі активний мул працює у фазі ендогенної респірації при навантаженнях, менших 150 мг $БПК_{повн}$/(г.добу). В аеротенки з аеробною стабізізацією активного мулу у більшості випадків подаються неосвітлені стічні води. При цьому відбувається не тільки окислення грубодисперсних, колоїдних і розчинних органічних речовин стічних вод, але й самоокислення бактеріальних клітин, у результаті чого надлишковий активний мул стає стабільним і потребує лише наступного зневоднення.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

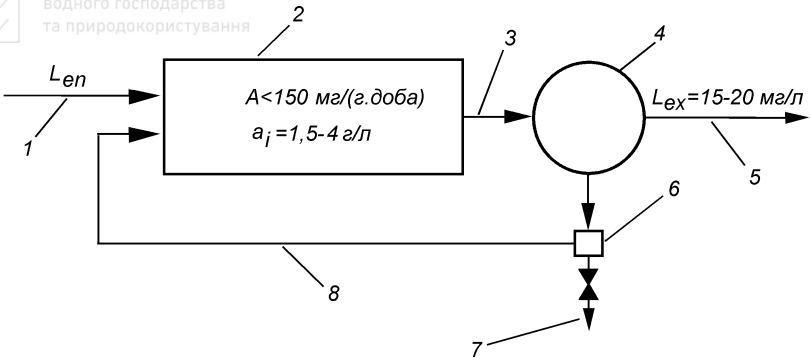


Рис. 10.16. Схема повної біологічної очистки стічних вод в аеротенках з аеробною стабілізацією активного мулу:
1 - освітлена чи неосвітлена стічна вода; 2 - аеротенк; 3 - мулова суміш; 4 - вторинний відстійник; 5 - очищена стічна вода; 6 - насосна станція; 7 - надлишковий активний мул; 8 - рециркуляційний активний мул

Недоліком схеми є великий об'єм аеротенків, тому що тривалість аерації міських стічних вод складає 24-48 год. При залповому надходженні токсичних домішок активний мул може отруїтися. Не дивлячись на це схема широко застосовується на практиці (особливо при очистці стічних вод малих населених пунктів), оскільки забезпечує одночасно з очисткою стічних вод стабілізацію надлишкового активного мулу.

Розглядувані аеротенки часто називаються аеротенками продовженої аерації чи аеротенками на повне окислення.

10.7. Системи аерації стічних вод в аеротенках

Завдяки системі аерації здійснюється постачання киснем мікроорганізмів активного мулу, забезпечується підтримання мулу в завислому стані й рівномірний розподіл стічних вод і кисню у всьому об'ємі аеротенка.

Системи аерації класифікуються за багатьма ознаками. Згідно найпростішої класифікації системи аерації поділяють на пневматичну, механічну і комбіновану (пневмомеханічну чи гідропневматичну).

Для оцінки і порівняння різноманітних систем аерації використовують декілька показників:

Ефективність аерації - це кількість кисню, що розчиняється в рідині у розрахунку на одиницю витраченої електроенергії, кг O_2/(кВт.год). Витрата

Національний університет
електроенергії на подачу кисню в аеротенки становить до 80 % витрат електроенергії на очисних спорудах;

Окисна здатність системи аерації (швидкість розчинення кисню) - це кількість кисню, що розчиняється в 1 м^3 рідини за 1 годину, кг O_2/(м^3.год);

Продуктивність аератора за киснем - це кількість кисню, що розчиняється в рідині за 1-у годину роботи аератора, кг O_2/год. Продуктивність вказують звичайно для механічних, пневмомеханічних і гідропневматичних аераторів;

Коефіцієнт використання кисню - кількість кисню, що перейшла в рідину у відсотках від поданого в аеротенк, %.

Усі вказані вище показники визначають у стандартних умовах - при температурі 20 °С, нормальному атмосферному тиску на знекисненій водопровідній воді.

При застосуванні механічних, пневмомеханічних і гідропневматичних аераторів використовується поняття так званої **робочої зони аератора**, тобто зони, в якій забезпечується необхідна концентрація розчиненого кисню й підтримання активного мулу в завислому стані.

10.7.1. Пневматична система аерації

Національний університет водного господарства та природокористування

При пневматичній аерації повітря, що подається повітродувками (іноді вентиляторами), по системі магістральних і розподільних повітропроводів надходить в аеротенки, де за допомогою диспергатора (аератора) дробиться на окремі бульбашки. Бульбашки повітря, піднімаючись уверх, передають у воду кисень шляхом дифузії. Одночасно це створює рух мулової суміші й забезпечує перемішування вмісту аеротенка.

Процес масопередачі кисню у рідині описується рівнянням

$$\frac{dC}{dt} = K_L.a(C_p - C), \qquad (10.23)$$

де dC/dt - швидкість розчинення кисню в рідині, кг O_2/(м^3.год); K_L - коефіцієнт масопередачі, м/год; a - питома поверхня контакту фаз повітря-вода, що дорівнює відношенню площі міжфазового контакту до об'єму рідини, м^2/м^3; C_p - рівноважна концентрація насичення рідини киснем в даних умовах, кг/м^3; C - фактична концентрація розчиненого кисню, кг/м^3.

У зв'язку із труднощами при визначенні значень K_L і a використовують об'ємний коефіцієнт масопередачі K_{La}, який дорівнює добутку коефіцієнта масопередачі на питому поверхню контакту фаз

$$K_{La} = K_L.a, год^{-1}. \qquad (10.24)$$

Національний університет водного господарства та природокористування

У такому випадку процес масопередачі кисню у рідині буде описуватися рівнянням

$$\frac{dC}{dt} = K_{La}(C_p - C). \qquad (10.25)$$

Із розглядуваних формул слідує, що за інших рівних умов швидкість розчинення кисню в рідині зростає із збільшенням дефіциту кисню $(C_p - C)$ і площі контакту повітря з рідиною.

Перенос кисню з бульбашок повітря в рідину відбувається в три фази: у момент утворення бульбашки, при її проходженні через шар рідини і в момент виходу бульбашки на поверхню.

У пневматичних системах аерації бульбашки повітря утворюються при виході з отворів аератора. При цьому бульбашка поступово збільшується й після досягнення певного розміру відривається від поверхні аератора. В момент утворення бульбашки відбувається інтенсивне оновлення поверхні контакту фаз. Рух бульбашки, що відірвалася від отвору, на певній відстані від аератора стабілізується, і бульбашка піднімається через шар рідини з певною кінцевою швидкістю, тому швидкість масопередачі в цій фазі можна вважати постійною. При виході бульбашки на поверхню рідини вона тріскається, що призводить до безперервного оновлення поверхні рідини. Крім цього, рух рідини в аеротенку сприяє надходженню кисню через поверхню рідини з атмосферного повітря.

Встановлено, що найбільший перенос кисню в рідину відбувається під час утворення бульбашки і її розтріскування на поверхні рідини. При утворенні бульбашки здійснюється не менше 20-25 % загального переносу кисню. Цей відсоток зростає при збільшенні швидкості виходу повітря та зменшенні діаметра отворів аератора [12].

Розмір бульбашки повітря за інших рівних умов залежить від розміру отворів аератора, витрати повітря, а значить і швидкості його виходу з отворів. При малих швидкостях виходу повітря розміри бульбашок майже однакові й залежать від діаметра отворів аератора. При збільшенні швидкості вище певного значення розмір бульбашок стає довільним через їх злиття або руйнування. При подальшому збільшенні швидкості виходу повітря утворюються однорідні за розміром бульбашки малого діаметра.

Швидкість спливання бульбашок є функцією діаметра бульбашки чи її об'єму. Для бульбашок діаметром 2-15 мм швидкість спливання складає біля 0,28-0,30 м/с. Бульбашки більшого діаметру спливають із швидкістю 0,35-0,40 м/с, але виявляються нестійкими і подрібнюються на більш дрібні. При цьому бульбашки діаметром до 2 мм піднімаються прямолінійно, а діаметром більше 2-3 мм - по спіралі [1]. Слід відмітити, що об'єм бульбашки в процесі її спливання змінюється, що зумовлено постійною дифузією газів у

рідину, з однієї сторони, і зменшенням гідростатичного тиску на неї в процесі спливання, з іншої. Природно, що це призводить до зміни швидкості спливання бульбашки.

Об'ємний коефіцієнт масопередачі також залежить від розміру бульбашок повітря і швидкості їх спливання. З однієї сторони, із зменшенням діаметра бульбашки повітря площа міжфазового контакту збільшується, що повинно призвести до збільшення об'ємного коефіцієнта масопередачі. Однак із зменшенням діаметра бульбашки зменшується швидкість її спливання, що призводить до уповільнення процесу обновлення поверхні бульбашки і як наслідок, до уповільнення процесу дифузії. Тому об'ємний коефіцієнт масопередачі досягає свого максимального значення при діаметрах бульбашок повітря 2,2-2,5 мм, які є найбільш сприятливими з точки зору як площі дифузії, так і швидкості оновлення поверхні бульбашки. При зменшенні діаметра бульбашки повітря менше 2 мм значення об'ємного коефіцієнта масопередачі різко падає, всупереч збільшенню площі дифузії.

Вплив температури на об'ємний коефіцієнт масопередачі враховується залежністю

$$K_{La(T)} = K_{La(20)} \cdot 1{,}02^{T-20}, \qquad (10.26)$$

де $K_{La(T)}$ і $K_{La(20)}$ - об'ємні коефіцієнти масопередачі при температурах відповідно T і 20 °С.

Суттєвий вплив на коефіцієнт масопередачі мають різноманітні домішки, що містяться в аерованній рідині. Численні дослідження вказують на зниження ефективності аерації стічних вод у порівнянні з аерацією чистої води. Переважна кількість забруднень зумовлює зміну густини, в'язкості й поверхневого натягу рідини, що, в свою чергу, впливає на коефіцієнти дифузії і масопередачі, а також на площу міжфазового контакту. Концентруючись на поверхні розділу фаз, ці забруднення створюють додатковий бар'єр процесу дифузії. Вплив забруднень на процес дифузії зазвичай враховується коефіцієнтом якості води. **Коефіцієнт якості води** характеризує відношення значень об'ємного коефіцієнта масопередачі у стічній воді до об'ємного коефіцієнта масопередачі в чистій водопровідній воді, узятих при однакових умовах (при температурі 20 °С для тієї самої системи аерації)

$$K_3 = K_{La^{ст.води}} / K_{La^{водопр.води}}. \qquad (10.27)$$

Вилучення забруднень із стічних вод зумовлює відповідне збільшення коефіцієнта якості води, який наближується до одиниці. Так, значення коефіцієнта K_3 для стічних вод з $БПК_{повн}$ 180 мг/л складає 0,82, а для очищених стічних вод з $БПК_{повн}$ 9 мг/л - 0,98 [1]. Однак у деяких випадках значення K_3 може перевищувати одиницю в декілька разів, що пояснюється впливом

Національний університет
водного господарства
та природокористування
на коефіцієнт масопередачі поверхнево-активних речовин, які можуть міститись у стічних водах.

Пневматичні аератори класифікують за кількома ознаками:

1. За заглибленням аератора: аератори малого занурення H <1,5 м (подача повітря вентиляторами); аератори середнього занурення H = 1,5-6 м (подача повітря повітродувками); аератори глибокого занурення H > 6 м (подача повітря компресорами);
2. За розміром пухирців повітря на виході з аератора: дрібнобульбашкові аератори - d < 4 мм; середньобульбашкові аератори - d = 4-10 мм; крупнобульбашкові аератори - d > 10 мм;
3. За формою зони аерації: аерація суцільною полосою; аерація окремими осередками;
4. За режимом роботи: постійна аерація; переривчаста аерація; періодична аерація;
5. За матеріалом виконання аераторів: керамічні; пластмасові; металеві; тканинні.

10.7.1.1. Дрібнобульбашкові аератори

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Дрібнобульбашкова аерація забезпечується використанням пористих аераторів із розмірами пор порядку 150 мкм. Це фільтросні пластини та труби, пористі куполи, диски, грибки й ін., що виготовляються із різноманітних матеріалів - кераміки, пластмаси, скла тощо.

У вітчизняній практиці найбільшого поширення набули пористі керамічні аератори - так звані фільтросні пластини чи фільтроси. Зазвичай вони являють собою квадратні пластини розміром 300х300х35 мм із висушеної і обпаленої при температурі 1180 ^{o}C суміші подрібненого шамоту (вогнетривка глина) із силікатом натрію та кремнефтористим натрієм. Величина пор фільтросних пластин складає 80-300 мкм, при цьому середній діаметр бульбашок повітря не перевищує 2,4 мм, що забезпечує велику площу міжфазового контакту, достатню швидкість спливання пухирців і сприяє покращанню процесу дифузії кисню в рідину. Пропускна здатність нової фільтросної пластини складає 200 л/хв, а її опір - 210 мм.вод.ст. [13].

Фільтросні пластини встановлюються в спеціальних фільтросних каналах, до стінок яких вони кріпляться за допомогою рідкого скла, на полімерних клеях чи цементному розчині (рис. 10.17). На кінцях фільтросних каналів встановлюються водовипускні стояки з вентилями, які виводяться вище дзеркала води в аеротенку. Стояки, по яких у фільтросні канали надходить повітря, розміщують через кожні 20-30 м.

Дрібнобульбашкові фільтросні аератори добре диспергують повітря (коефіцієнт використання кисню складає 7 %, ефективність аерації - 2,8-3,0 кг O_2 /(квт.год)), відносно дешеві у виготовленні та монтажу, не дефіцитні. Однак вони швидко засмічуються як із зовнішньої сторони (активним мулом),

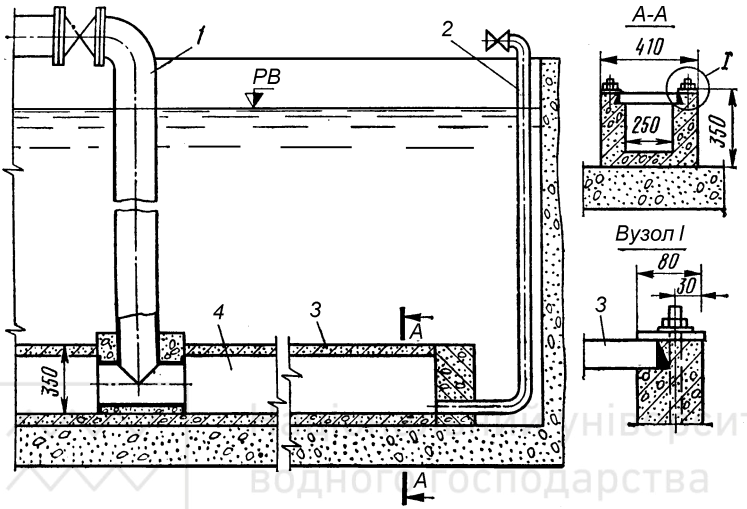


Рис. 10.17. Схема встановлення фільтросних пластин в аеротенку:
1 - повітряний стояк; 2 - водовипускний стояк; 3 - фільтросні пластини; 4 - залізобетонний лоток

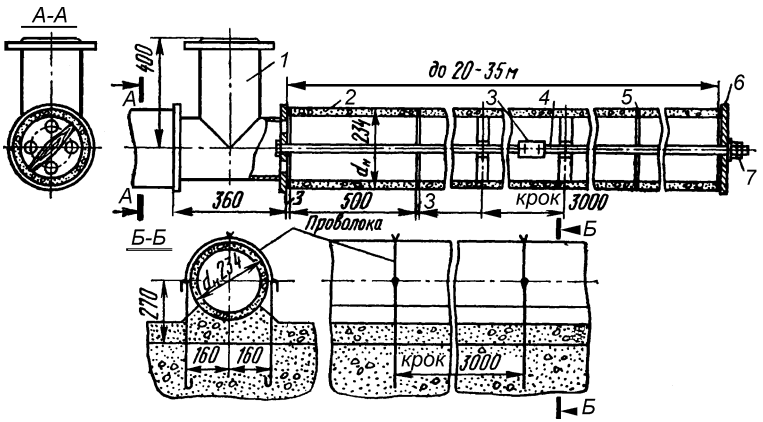


Рис. 10.18. Схема встановлення фільтросних труб в аеротенку:
1 - повітряний стояк; 2 - фільтросні труби; 3 - проміжна муфта; 4 - металевий тяж; 5 - гумові прокладки; 6 - заглушка

так і з внутрішньої сторони (іржею), що призводить до збільшення їх опору, зменшення пропускної здатності, погіршення розподілу повітря в муловій суміші. Встановлено, що оптимальний строк експлуатації фільтросних пластин складає 7 років [14], після чого їх необхідно заміняти на нові чи очищати металевими щітками та промивати 20-30 %-ою соляною кислотою. Іншим суттєвим недоліком фільтросних аераторів є необхідність виключення з роботи та спорожнення цілої секції аеротенка при заміні пластин, які відірвалися.

Використання фільтросних труб дозволяє уникнути низки ускладнень, пов'язаних із монтажем фільтросних пластин. До недавнього часу у вітчизняній практиці використовувались фільтросні труби довжиною 500 мм і діаметром до 300 мм у вигляді секцій довжиною до 20-35 м, що вкладаються

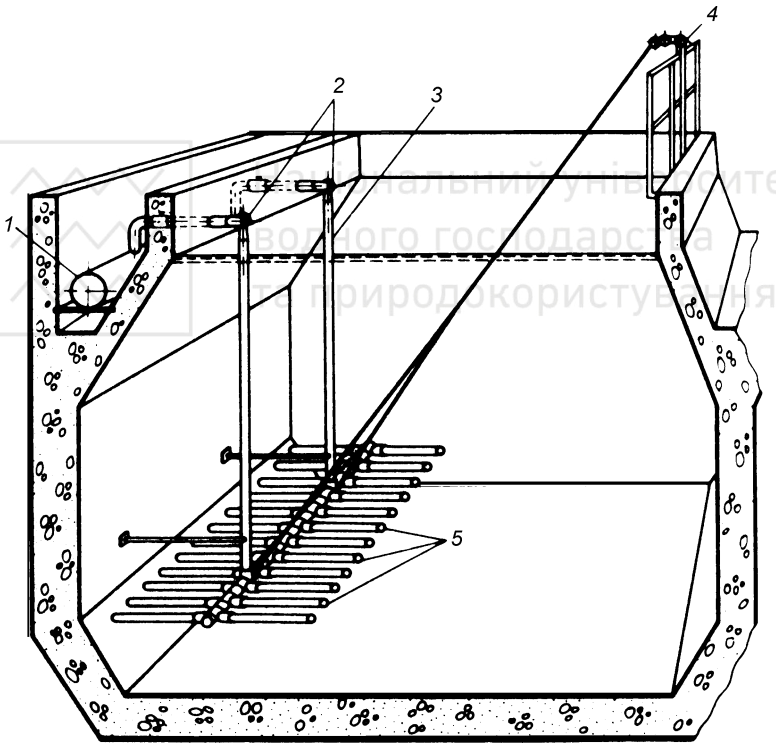


Рис. 10.19. Аератор із пористих труб «Шумахер»:
1 - магістральний повітропровід; 2 - шарніри; 3 - повітряні стояки; 4 - переносна лебідка; 5 - пористі труби

Національний університет
на набетонку на дні аеротенка та кріпляться до неї за допомогою проволоки (рис. 10.18). З'єднання труб у секції здійснюється на гумових прокладках за допомогою металевих тяжів. Нині в Україні випускаються фільтросні труби, які з'єднуються одна з одною за допомогою пластмасових різьбових з'єднань, розміщених на торцях труб.

На Заході набули популярності трубчасті керамічні аератори, що збираються в секції довжиною до 3,9 м (так звана система «Шумахер»). На 1 пог. м довжини аератора встановлюється від 6 до 20 керамічних трубок довжиною 500 мм і діаметром 70 чи 100 мм. При необхідності здійснення ремонту секція може вийматися за допомогою спеціальних поворотних шарнірів без спорожнення аеротенка (рис. 10.19).

Фільтроси у вигляді куполів і грибків (рис. 10.20) закріплюють за допомогою полих гвинтів безпосередньо до повітропроводів діаметром 100-200 мм, які вкладаються на дні аеротенка. Аератори закріплюються вертикально на відстані 225 мм один від одного [12] чи парами під кутом 45° до вертикальної площини. Пропускна здатність одного фільтросу у вигляді купола діаметром 100 мм складає біля 5 м^3/год повітря, а одного фільтросу у вигляді грибка діаметром 175 мм - біля 10 м^3/год повітря.

Національний університет водного господарства та природокористування

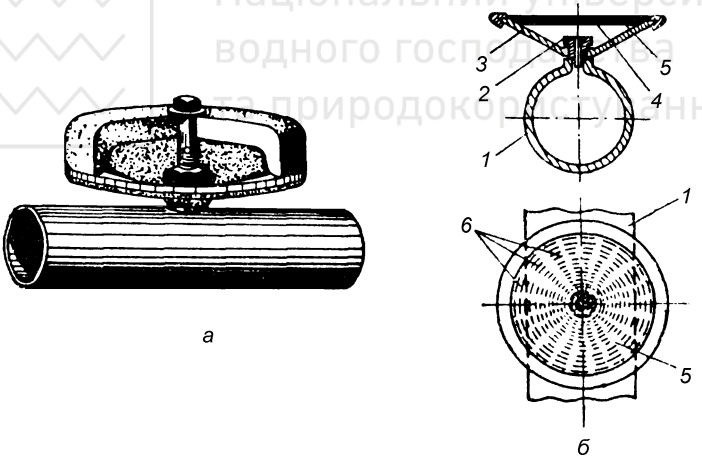


Рис. 10.20. Дрібнобульбашкові аератори у вигляді куполів (а) і грибків (б):
1 - труба-повітропровід; 2 - болт з отвором; 3 - підтримуюча воронка; 4 - металева опірна пластинка з центральним отвором; 5 - перфорована діафрагма з еластичного матеріалу; 6 - щілинні отвори

Останнім часом запропоновані дискові дрібнобульбашкові аератори з еластичною мембраною з перфорованої гуми (рис. 10.21). За певного тиску повітря мембрана вигинається зовні, що призводить до відкриття отворів у

Національний університет
водного господарства
та природокористування

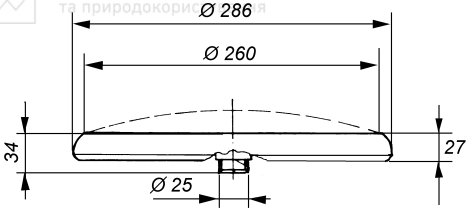


Рис. 10.21. Дисковий дрібнобульбашковий аератор із еластичною мембраною з пористої гуми

ній і виходу дрібних бульбашок повітря. У випадку припинення подачі повітря гума стискується, отвори закриваються, що запобігає проникненню води в повітропровід і завислих речовин у пори аератора. Дисковий аератор марки AME-260, який випускається фірмою «ФРТЕКС АГС» (Чехія), має пропускну здатність 1,5-8 м^3/год, малий опір 1,5-3,6 кПа і високу стійкість до забруднення.

До дрібнобульбашкових відносять також так звані тканинні аератори, які звичайно являють собою перфоровані труби, обтягнуті зовні панчохою з капронової тканини. Під час подачі повітря тканина роздувається і пухирці повітря переходять у рідину у верхній частині аератора.

10.7.1.2 Середньобульбашкові аератори

Зазвичай це дірчасті труби умовним проходом 50-100 мм (металеві, іноді пластмасові) з отворами діаметром 3-4 мм, розміщеними в ряд на відстані 100-150 мм один від одного (звичайно в два ряди). Отвори можуть бути направлені вверх чи вниз під кутом 45 ° до вертикалі. Іноді замість отворів у трубах влаштовують поздовжні прорізи шириною 3-4 мм. В обох випадках швидкість виходу повітря з отворів дірчастих труб становить 50 м/с [15]. Труби закріплюються до дна аеротенка на висоті 100-200 мм, повітроподавальні стояки встановлюються на відстані 20-30 м.

Широко відома так звана низьконапірна система аерації з дірчастих труб у вигляді гребінки, зануреної на 0,8 м (система ІНКА). Гребінка влаштовується з труб із неіржавної сталі чи пластмаси з отворами діаметром 3-8 мм чи поздовжніми щілинами, які направлені вниз. Для створення циркуляції мулової суміші в аеротенку влаштовується вертикальна перегородка, що не доходить до дна (рис. 10.22). При невеликій глибині занурення аератора необхідно подавати в декілька разів більше повітря, ніж при його глибинному розміщенні. Однак завдяки низькому гідростатичному тиску рідини та малому опору аератора повітря можна подавати відцентровими вентиляторами,

к.к.д. яких на 15-20 % вищий, ніж у турбоповітродувок [16]. Крім цього гребінка звичайно робиться з'ємною, що зручно для огляду та ремонту.

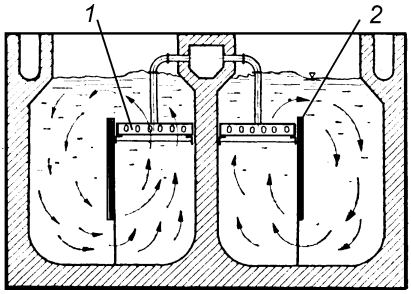


Рис. 10.22. Низьконапірна система аерації типу ІНКА:
1 - гребінка; 2 - перегородка

До середньобульбашкових аераторів також відносяться аератори гребеневого типу і типу «Спарджер», які кріпляться безпосередньо на дірчасті повітропроводи, що розміщуються на дні аеротенка.

Аератори гребеневого типу являють собою пірамідальні куполи з прорізами в нижній частині. Через отвори повітря попадає в купол і далі надходить у рідину через прорізи. По мірі засмічення верхньої частини прорізів повітря починає проходити через їх нижню частину. Продуктивність одного гребеневого аератора по повітрю складає 4,8-36 м^3/год при втратах напору 1-1,25 кПа [12].

Аератори типу «Спарджер» являють собою литу хрестовину з чотирма короткими патрубками діаметром 6-8 мм з відкритими кінцями (рис. 10.23), які закріплюються до повітропроводу через 0,3-0,6 м за допомогою хомутів. Завдяки отриманню компактних струмин повітря, які виходять із великою швидкістю, над аератором створюється висока турбулентність потоку, що призводить до вторинного подрібнення пухирців повітря. Продуктивність одного аератора типу «Спарджер» по повітрю складає 18-36 м^3/год [1].

Основною перевагою середньобульбашкових аераторів у порівнянні із дрібнобульбашковими є незасмічуваність. Але збільшення розміру бульба-

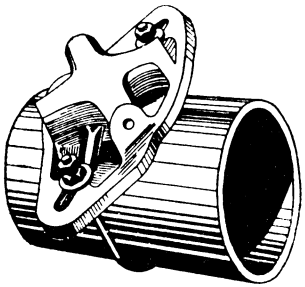


Рис. 10.23. Середньобульбашковий аератор типу «Спарджер»

Національний університет
шок повітря до 5-10 мм призводить до зниження коефіцієнта використання кисню до 4,5 %, а ефективності аерації - до 1,6 кг O_2 на 1 кВт.год.

10.7.1.3 Крупнобульбашкові аератори

При цій системі аерації від розподільних трубопроводів через 1-1,5 м відходять вниз труби діаметром 50-100 мм із відкритими кінцями, що не доходять до дна на 0,5 м. Бульбашки повітря, що виходять спід обрізу труби, викликають велику турбулізацію рідини та подрібнюються нею.

Середній діаметр пухирців повітря при крупнобульбашковій аерації перевищує 10 мм, коефіцієнт використання кисню зменшується при цьому до 3 %, а ефективність аерації - до1,4 кг O_2 на 1 кВт.год. Однак така система аерації є найбільш надійною, оскільки практично не засмічується.

10.7.1.4. Умови ефективної роботи пневматичних аераторів

На ефективність роботи пневматичних аераторів, крім розмірів бульбашок повітря і швидкості їх спливання, суттєво впливають склад забруднень і температура стічних вод, інтенсивність аерації, глибина занурення і розміщення аераторі у плані аеротенків.

Розміщення аераторів у плані аеротенків. У наш час використовуються аеротенки з поздовжнім, поперечним, діагональним, поперечно-поздовжнім, поздовжньо-діагональним, невпорядкованим і суцільним розміщенням пневматичних аераторів (рис. 10.24). Найбільш простим і поширеним є розміщення аераторів вздовж однієї із стін коридору аеротенка, що створює спіралеподібний рух рідини.

Спеціальними дослідженнями встановлено, що ступінь використання кисню в аеротенку залежить головним чином від співвідношення f / F, де f - площа, яку займають аератори у плані, а F - площа дзеркала води в аеротенку. При величині співвідношення $f / F \geq 0{,}1$ форма аераційної полоси впливає дуже слабко. Однак спосіб розміщення аераторів має дуже суттєве значення з точки зору підтримання активного мулу в завислому стані, яке забезпечується при швидкостях руху рідини біля 0,2-0,3 м/с (мінімальне значення 0,15 м/с). Вважається, що для рівномірного розподілу мулової суміші в коридорах аеротенків шириною більше 4-4,5 м слід передбачати дворядне чи осьове розміщення аераторів [16].

Розміщення аераторів у плані повинно здійснюватись також із врахуванням гідродинамічного режиму роботи аеротенків. При використанні коридорних аеротенків-змішувачів аератори розміщуються рівномірно по всій довжині коридору. У регенераторах аеротенків-змішувачів аератори розмі-

щуються нерівномірно по довжині: на першій половині довжини їх кількість приймається в два рази більшою, ніж на другій половині довжини. В аеротенках-витиснювачах аератори розміщуються нерівномірно у відповідності до зниження концентрацій забруднень і швидкостей біохімічного процесу [15].

Глибина занурення аератора. При збільшенні глибини занурення аератора зростає значення коефіцієнта використання кисню, а значить зменшується кількість повітря, яку необхідно подавати в аеротенки. Одночасно зростає необхідна потужність аераційного обладнання та питома вартість самого аеротенка. Тому визначення оптимальної глибини занурення аератора потребує одночасного врахування капітальних і експлуатаційних витрат, пов'язаних із біологічною очисткою стічних вод. Вважається, що без урахування місцевих умов оптимальна глибина аеротенків, обладнаних дрібнобульбашковими аераторами, знаходиться в межах 3-5 м, причому більша глибина відповідає крупним очисним станціям [16].

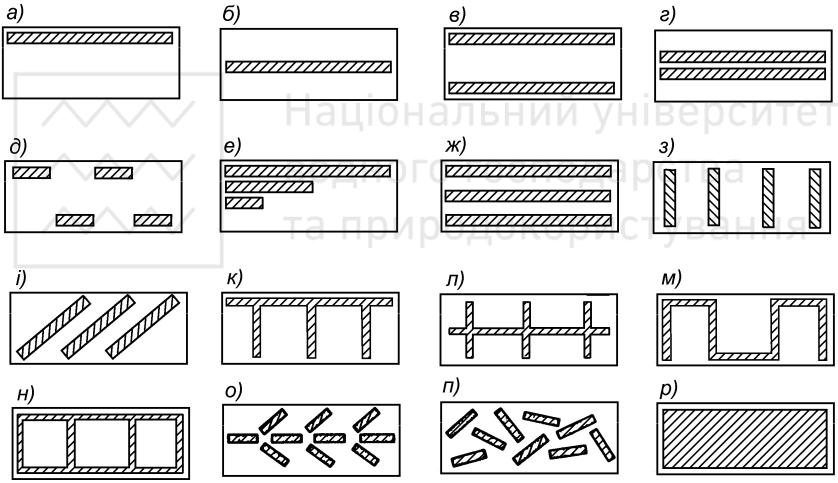


Рис. 10.24. Розміщення пневматичних аераторів в аеротенках:
а-ж - поздовжнє; з - поперечне; і - діагональне; к-н - поперечно-поздовжнє; о - поперечно-діагональне; н - невпорядковане; р - суцільне

Інтенсивність аерації. Під інтенсивністю аерації прийнято розуміти відношення витрати повітря до площі аеротенка в плані, хоча відношення витрати повітря до площі в плані власне аераторів дозволяє краще зрозуміти вплив інтенсивності аерації на її ефективність.

При збільшенні витрати повітря, а значить й інтенсивності аерації, окислювальна здатність системи аерації зростає. Однак ефективність аерації при цьому спочатку збільшується до максимальних (оптимальних) значень, а

потім починає зменшуватись, що зумовлено зміною умов формування і режиму руху бульбашок повітря і, як наслідок, зміною коефіцієнта використання кисню повітря.

Для мдрібнобульбашкової аерації оптимальна інтенсивність в розрахунку на площу поверхні аератора складає: 60-80 $м^3/(м^2.год)$ - для фільтросних пластин, 70-100 $м^3/(м^2.год)$ - для фільтросних труб (в розрахунку на площу горизонтальної проекції труби); 50-80 $м^3/(м^2.год)$ - для синтетичних тканин (арт. 560007, арт. 56026) [15]. При менших значеннях інтенсивності аерації внаслідок зниження ступеня турбулентності в зоні аерації й ефекту вторинного подрібнення пухирців повітря зменшуються коефіцієнт використання кисню повітря та ефективність аерації. Зменшення коефіцієнта використання кисню повітря та ефективності аерації при більших значеннях інтенсивності аерації пояснюється тим, що перенос кисню відбувається, головним чином, у двох фазах: під час утворення бульбашки і під час її підйому через шар рідини. Для пористих аераторів кількість кисню, що передається у фазі формування бульбашки, є значною частиною від загального, в той час як для аераторів із крупними отворами вона дуже незначна. Тому збільшення витрати повітря через пористий аератор більше оптимальної різко змінює процес формування бульбашок, прискорюючи їх відривання від отворів аератора. При цьому розмір бульбашок повітря вже не залежить від розміру пор аератора і має тенденцію до збільшення, що є причиною зменшення коефіцієнта використання кисню повітря та ефективності аерації.

Для середньобульбашкових аераторів зміна інтенсивності аерації на її ефективність дуже незначна.

Температура стічних вод. При збільшенні температури стічних вод зростає коефіцієнт масопередачі, але одночасно зменшується рівноважна концентрація розчиненого кисню. Встановлено [16], що зміна обох чинників у взаємно-протилежних напрямках складає приблизно 2 % на кожен градус температури. Таким чином температура стічних вод у межах 5-20 °С відносно мало впливає на окислювальну здатність системи аерації.

10.7.2. Механічна система аерації

Механічна аерація застосовується в практиці очистки стічних вод, починаючи з 1916 р. У минулому використання механічних аераторів обмежувалось установками малої продуктивності. У наш час механічні аератори використовуються на очисних станціях продуктивністю до 50-100 тис. $м^3$/добу.

Принцип дії механічних аераторів полягає у залученні атмосферного повітря м мулову суміш частинами аератора, що обертаються, при розбризкуванні рідини, а також при гідравлічному стрибку, який виникає на поверхні

аеротенка. За принципом дії механічні аератори поділяють на поверхневі з горизонтальною чи вертикальною віссю обертання, глибинні і поверхнево-глибинні.

Механічні аератори монтуються на опорах чи понтонах.

10.7.2.1. Поверхневі аератори з вертикальною віссю обертання

У таких аераторах ротор занурений на невелику глибину в рідину і має безпосередній контакт із атмосферним повітрям. При обертанні ротора створюється розрідження, завдяки чому знизу підсмоктується мулова суміш, а також інжектується атмосферне повітря. Велику роль у насиченні повітрям мулової суміші має також кільцевий гідравлічний стрибок на поверхні аеротенка.

За конструкцією ротора найбільш відомі дискові, конусні (радіально-осьові), осьові й гвинтові аератори. Часто поверхневі аератори з вертикальною віссю обертання називають турбінними аераторами.

Дисковий аератор являє собою сталевий диск, з нижньої сторони якого приварюються радіальні лопаті (рис. 10.25). Диск занурений під рівень рідини на невелику глибину й обертається навколо вертикальної осі з певною швидкістю. При обертанні диску за рахунок відкидання лопатями рідини за ними створюється зона пониженого тиску, а верхня частина диску оголюється. У отвори чи щілини за лопатями підсмоктується атмосферне повітря, яке захоплюється струминами рідини, що викидаються спід аератора. Зустрічаючи опір кільця рідини навколо аератора, повітря подрібнюється й у вигляді окремих бульбашок відноситься потоками рідини і змішується з усім вмістом аеротенка.

За кордоном (ФРН, США) широко відомі дискові аератори «Вортейєр», які випускаються діаметром 0,3-4,6 м (потужність електродвигуна 1-75 кВт). На аераторах встановлюється 12-18 радіальних лопатей, заглиблення диску при цьому складає 40-120 мм. Для надходження повітря в дисках позаду лопатів влаштовуються отвори діаметром 30-50 мм чи прорізи шириною 15-30 мм вздовж усієї лопаті. Диски аераторів у залежності від їх діаметру обертаються з швидкістю 30-100 об$^{-1}$ (окружна швидкість при цьому повинна складати 3,5-5 м/с). Продуктивність за киснем аераторів «Вортейєр» складає 1-170 кг O_2/год, а ефективність аерації 2,7-3,4 кг O_2/кВт.год [16,17].

Цикл експериментальних і теоретичних досліджень дискових аераторів був здійснений в Московському державному будівельному університеті. Було встановлено, що при окружній швидкості обертання 3,5-4,5 м/с оптимальна глибина занурення диска аератора в мулову суміш складає 80-100 мм. При цьому поверхня диска повністю оголюється, і атмосферне повітря через отвори діаметром 30-50 мм чи через щілини шириною 20-30 мм вільно над-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

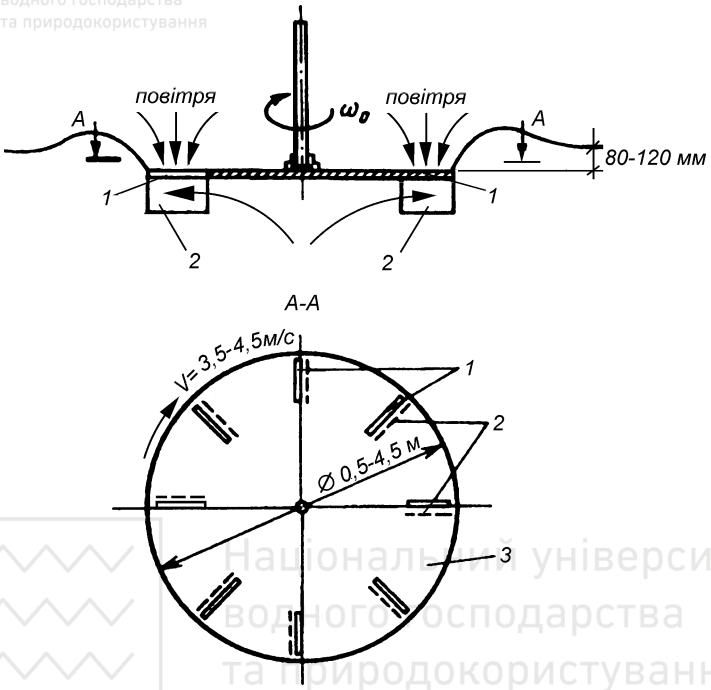


Рис. 10.25. Дисковий аератор:
1 - прорізи шириною 20-30 мм чи отвори діаметром 30-50 мм; 2 - лопасті; 3 - диск

ходить у зону розрідження позаду лопатів аератора. При більшій глибині занурення робота аератора значно погіршується в результаті повного затоплення диска й припинення внаслідок цього надходження повітря в аератор. При глибині занурення диска меншій 80-100 мм різко зменшується кількість кисню, що передається в мулову суміш.

На основі виконаних досліджень розроблений типоряд дискових аераторів діаметром 0,5-4,5 м з окислювальною спроможністю 80-4900 кг O_2/добу (табл. 10.2).

Робоча зона, яка обслуговується одним дисковим аератором, приймається квадратною в плані з розміром сторони квадрату рівним 5 діаметрам диска аератора. Для забезпечення нормальної циркуляції мулової суміші й запобігання осадженню мулу на дно аеротенка при його глибині 4-4,5 м доцільне використання стабілізатора потоку. Останній являє собою вертикальну трубу, що встановлюється з невеликим зазором під аератором співосно з ним

Національний університет водного господарства та природокористування

і має верхнє конічне розширення (рис. 10.26). При обертанні аератора відбувається циркуляція мулової суміші через стабілізатор потоку з дна камери аерації в її верхню частину.

Таблиця 10.2

Параметри дискових аераторів Московського державного будівельного університету [1]

Діаметр аератора, м	Швидкість обертання, хв$^{-1}$(м/с)	Кількість лопатів, шт	Висота/довжина лопаті, см	Потужність (нетто) кВт, що споживається аератором	Окислювальна спроможність, кг O_2/добу
0,5	133/3,5	6	14/17	1,2	80
0,7	95/3,5	8	14/20	2,4	170
1,0	67/3,5	12	13/21	3,4	230
1,5	48/3,75	16	14/25	7,5	550
2,0	38/3,95	18	15/30	11,8	800
2,5	32//4,25	18	18/37	18,1	1250
3,0	27/4,5	24	17/35	26,5	1860
3,5	24/4,6	24	18/40	38,5	2600
4,0	22/4,76	24	20/47	52,5	3500
4,5	21/4,95	24	22/52	75,0	4900

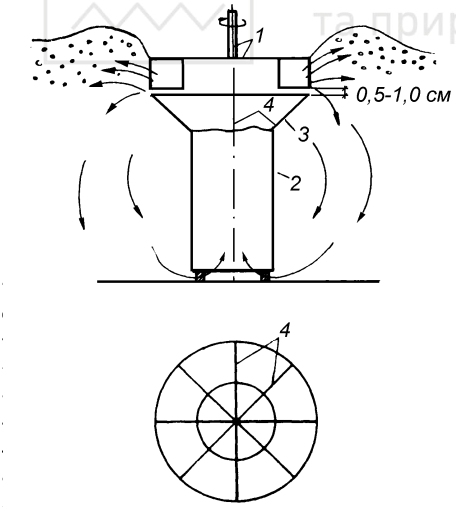


Рис. 10.26. Схема дискового аератора з трубою-стабілізатором:
1 - дисковий аератор; 2 - труба-стабілізатор; 3 - верхнє розширення стабілізатора; 4 - лопаті для запобігання закручуванню потоку

При роботі **конусних** аераторів відбувається радіально-осьовий рух мулової суміші. Зазвичай сам аератор має вид перекинутого зрізаного чи незрізаного конуса відповідно із внутрішніми чи зовнішніми лопатями. До ко-

нусних аераторів відносяться аератори «Симплекс», «Симкар», «Диффума», «Джирок» й інші. Характеристика деяких конусних аераторів наведена в таблиці 10.3.

Таблиця 10.3

Параметри деяких конусних аераторів [17]

Тип аератора	Діаметр, м	Швидкість обертання, об/хв	Занурення, см	Продуктивність по O_2 кг/год	Потужність електродвигуна, кВт	Ефективність аерації, кг O_2/кВт.год
«Симплекс»	1,5-1,8	34-50	5-20	10-25	5-10	2,0-2,5
«Симкар»	0,6-3,6	36-41	5-10	3-100	2-75	2,0-2,5
«Джирок»	0,3-3,8	26,5-224	4-15	1-180	1-88	2,7-3,4

Аератор «Симплекс» являє собою зрізаний конус, усередині якого закріплені декілька лопатів спеціальної форми (рис. 10.27). Аератор занурений в рідину над вертикальною трубою-стабілізатором таким чином, щоб його верхня частина виступала над рівнем рідини (в залежності від продуктивності) на 50-200 мм. При обертанні конус викидає рідину, розбризкуючи її над рівнем рідини в аеротенку, внаслідок чого рідина аерується. Конусні аератори «Симплекс» випускаються діаметром 0,6-3 м і використовуються в аеротенках глибиною до 6-9 м. При постійному рівні рідини продуктивність аератора можна регулювати, змінюючи глибину його занурення.

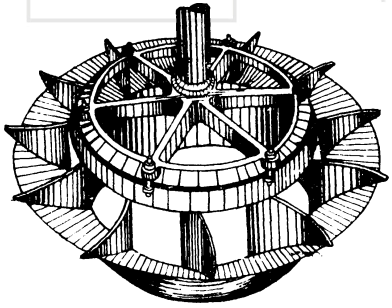


Рис. 10.27. Аератор «Симплекс»

Вітчизняний аератор КПС.108.61.08.000 являє собою насос із одностороннім осьовим входом рідини (рис. 10.28). Рототурбіна аератора має всередині декілька вигнутих лопаток і встановлюється над вертикальною трубою-стабілізатором. При обертанні рототурбіни рідина входить у неї через центральний отвір, змінює напрям свого руху від осьового вертикального до радіального горизонтального і викидається через вихідні отвори. При цьому забезпечується аерація рідини та ефективне її перемішування в об'ємі аероте-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

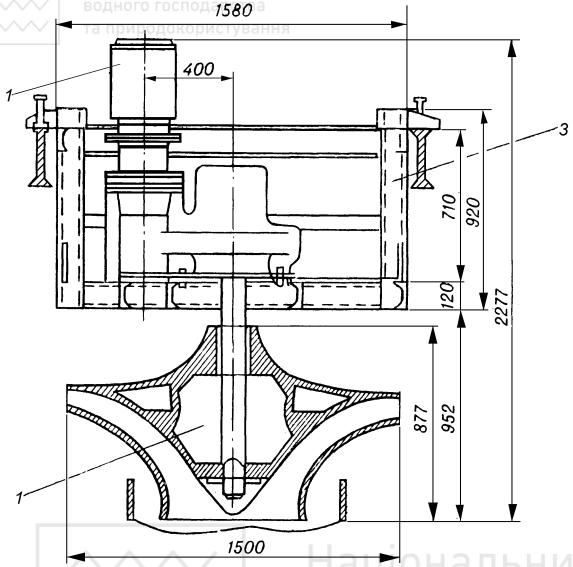


Рис. 10.28. Аератор-ротоturбіна КПС.108.61.08.000: 1 - електродвигун з редуктором; 2 - рама; 3 - ротоturбіна

Національний університет
водного господарства

нка. Діаметр ротора ротоturбіни складає 1500 мм, швидкість обертання - 78 хв$^{-1}$, потужність електродвигуна - 17 кВт, паспортна продуктивність за киснем - 600 кг O_2/год. Одна ротоturбіна забезпечує гідравлічне перемішування в робочій зоні розміром у плані 9х9 м глибиною до 4,5 м.

10.7.2.2. Поверхневі аератори з горизонтальною віссю обертання

Щітковий аератор Кессенера є одним із перших механічних аераторів. Він являє собою горизонтальний вал, на якому закріплена сталева проволока діаметром 1-3 мм (рис. 10.29). Загальний діаметр щітки - до 500 мм. Щітка занурюються в рідину на 30-120 мм і обертається із швидкістю 30-120 хв$^{-1}$. Насичення мулової суміші киснем відбувається за рахунок захоплення повітря аератором і диспергування його в муловій суміші, а також за рахунок

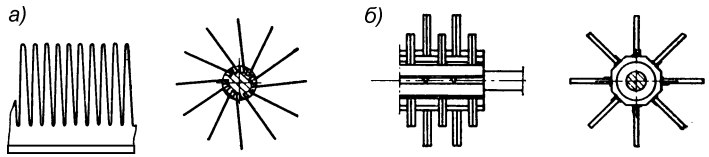


Рис. 10.29. Аератори Кессенера:
а) - класична «щітка»; б) - «щітка» з кутника чи металевих смуг

Національний університет водного господарства та природокористування

розбризкування рідини в повітрі.

Останнім часом розроблено багато модифікацій щіткового аератора Кессенера, в яких замість проволоки використовуються смуги сталі шириною до 50 мм чи металеві кутники розміром до 50х50 мм, що приварюються до валу. Прикладом такого аератора є аератор АР-1, запропонований НДКТІ МГ (м. Київ) (рис. 10.30). На 1 м довжини цього аератора (діаметр ротора і довжина відповідно 1 і 2,5 м) закріплено 270 лопаток з кутника 40х40 мм (у перетині - 9 лопаток). Заглиблення лопаток у мулову суміш при цьому складає 150 мм. Аератор обертається із швидкістю 95,5 $хв^{-1}$ і приводиться в дію електродвигуном потужністю 22 кВт за допомогою ланцюгової передачі. Окислювальна потужність такого аератора складає 25 кг O_2/год.

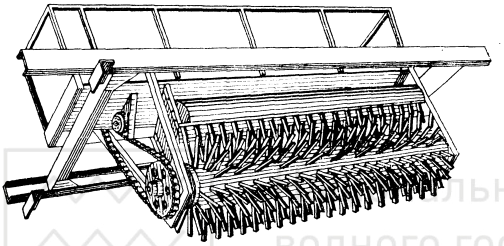


Рис. 10.30. Аератор АР-1

Національний університет водного господарства та природокористування

Ефективність роботи щіткових аераторів залежить, головним чином, від форми й розміру лопаток, глибини їх занурення в рідину, швидкості обертання ротора (рис. 10.31). При цьому збільшення швидкості обертання ротора й глибини занурення лопаток призводить до непродуктивного збільшення споживання електроенергії, а їх зменшення - до недостатнього перемішування мулової суміші в аеротенку.

Щіткові аератори знайшли використання на малих очисних станціях продуктивністю до 2000 $м^3$/добу в аеротенках глибиною до 4,5 м і шириною до 8 м (наприклад, у циркуляційних окислювальних каналах, аероокислювачах радіального типу, установках заводського виготовлення типу КУ тощо).

До поверхневих аераторів із горизонтальною віссю обертання відносяться також так звані **клітинні аератори**. Клітинний аератор (рис. 10.32) являє собою вал, до торців якого приварені два металеві диски. На периферії дисків паралельно валу приварюються дванадцять металевих перемичок, до кожної з яких болтами кріпляться стальні пластинки довжиною 15 см, шириною 5 см і товщиною 0,5 см на відстані 5 см одна від одної, які утворюють загальний діаметр аератора 70 см. Найвища ефективність аерації 3,8 кг O_2/(кВт.год) досягається при глибині занурення аератора 8-16 см і швидкості обертання ротора 70-80 $хв^{-1}$. Іноді такі аератори встановлюються з направля-

ючо-захисним щитом, який захищає аератор від обмерзання в зимовий період і сприяє підвищенню окисної здатності аератора.

10.7.2.3. Занурені аератори з вертикальною віссю обертання

При роботі занурених аераторів з вертикальною віссю обертання по-

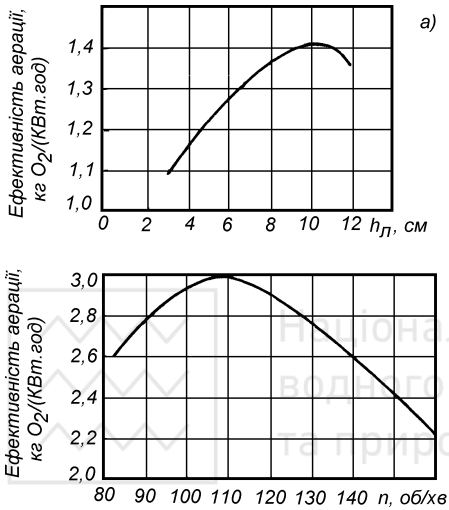


Рис. 10.31. Графік для вибору оптимальних параметрів роторних аераторів:
а) - визначення заглиблення лопаток роторного аератора АРН; б) - визначення частоти обертання роторного аератора діаметром 0,5 м з кутниковими лопатками 40х40 мм

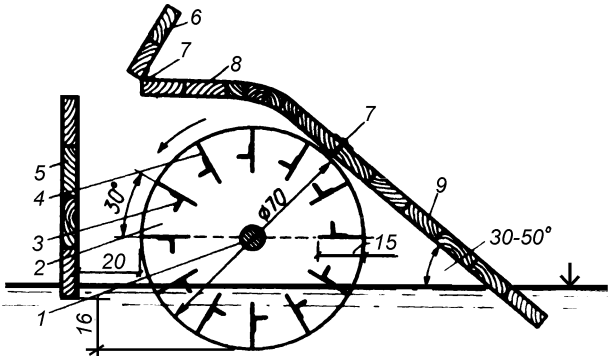


Рис. 10.32. Схема клітинного горизонтального аератора із захисно-направляючим щитом (розміри в см):
1 - вал аератора; 2 - диск; 3 - перемичка; 4 - пластинка; 5 - стінка; 6 - кришка; 7 - петлі; 8 - стеля щита; 9 - похила частина щита

Національний університет
вітря та стічна вода (чи тільки повітря) переміщуються по вертикальній трубі вниз до дна аеротенка за рахунок вакууму, що утворюється в цій трубі при обертанні ротора аератора.

Прикладом такого аератора є всмоктуючий (імпелерний) аератор марки АИ-1М, розроблений НДКТІ МГ (рис. 10.33).

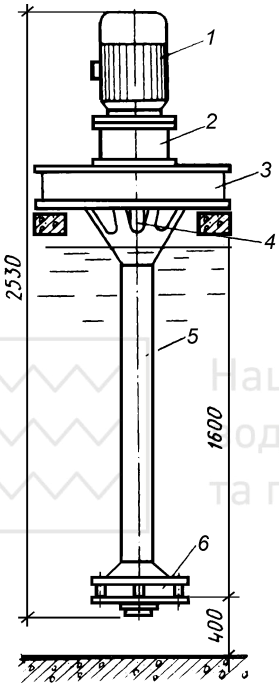


Рис. 10.33. Імпелерний аератор АИ-1М:
1 - електродвигун; 2 - муфта;
3 - рама; 4 - вал; 5 - повітропровід;
6 - крильчатка

Національний університет водного господарства та природокористування

Швидкість обертання крильчатки аератора (900-1000 хв$^{-1}$) виявляється достатньою для підсмоктування атмосферного повітря (приблизно 50 м^3/год) через трубу-повітропровід і його інтенсивного диспергування в муловій суміші. Продуктивність аератора за киснем складає 1-2 кг O_2/год, об'єм зони перемішування - 70 м^3, глибина аеротенка - до 2,5 м, потужність, що споживається, - 2,8 кВт.

До безсумнівної переваги імпелерних аераторів відноситься відсутність редукторів. Однак вони мають обмежену робочу зону як по глибині, так і по обслуговуваній площі, що дозволяє використовувати їх лише на малих очисних станціях. Крім того при великій швидкості обертання ротора відбувається подрібнення пластівців активного мулу, внаслідок чого вони можуть погано осаджуватися й виноситися з очищеною стічною водою.

Національний університет
водного господарства

10.7.2.4. Переваги і недоліки механічної системи аерації

Механічні аератори мають високу окислювальну спроможність і характеризуються низькими питомими витратами електроенергії. При їх застосуванні не потрібно будувати повітродувну станцію, встановлювати повітродувки та влаштовувати повітропроводи. Вони доступні для огляду і ремонту.

Однак використання механічної системи аерації має ряд недоліків, до числа яких відносяться:

1. Недостатній у ряді випадків ступінь перемішування мулової суміші, що потребує зменшення глибини аеротенків і збільшення числа аераторів, оскільки робоча зона, яка обслуговується одним аератором, відносно мала;
2. Велика кількість аераторів, які необхідно встановлювати в аеротенках середніх і великих розмірів;
3. Необхідність у спеціальному підйомно-транспортному обладнанні для заміни аераторів;
4. Робота обладнання механічних аераторів (електродвигуни, мотор-редуктори) у складних умовах на відкритому повітрі;
5. Можливість переохолодження в зимовий час аерованої рідини і зниження внаслідок цього швидкості процесу біохімічного окислення забруднень;
6. Недостатня надійність у роботі через частий вихід з ладу мотор-редукторів, ланцюгових передач, підшипників;
7. Обмерзання зимою;
8. Можливість забруднення води мастилом, яке використовується для змащування мотор-редукторів і підшипників.

10.7.3. Пневмомеханічні (комбіновані) аератори

Пневмомеханічними аераторами називають занурені механічні аератори з примусовою подачею повітря. Не зважаючи на конструктивні особливості, усі пневмомеханічні аератори мають електропривід, вертикальний вал із опорним підшипником, верхній і нижній ротор (крильчатку). Стиснене повітря подається через середньобульбашковий аератор під нижню крильчатку, ефективно подрібнюється і перемішується в об'ємі аеротенка. Одночасно верхня крильчатка завдяки розбризкуванню рідини і залученню атмосферного повітря забезпечує приблизно 15 % загальної продуктивності аератора за киснем [18, 19].

У закордонній практиці знайшли широке застосування пневмомеханічні аератори «Ворти-мікс», «Дорр Олівер», «Пермутіт». Прикладом вітчизняних пневмомеханічних аераторів є аератори марки ПМ (рис. 10.34., табл.

Національний університет водного господарства та природокористування

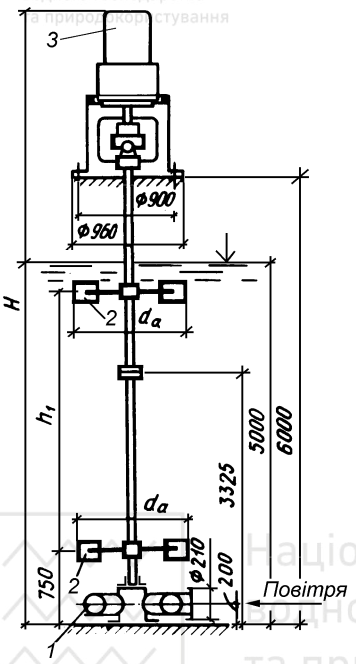


Рис. 10.34. Пневмомеханічний аератор типу ПМ:
1 - дірчастий розподілювач повітря; 2,3 - ротори з двома рядами лопаток; 4 - привідний електродвигун

10.4), які за своїми характеристиками аналогічні до закордонних аераторів такого ж типу.

Пневмомеханічні аератори добре диспергують повітря й перемішують об'єм аеротенка. Завдяки розвинутій поверхні контакту фаз ступінь використання кисню для пневмомеханічних аераторів у 2-2,5 рази вищий, ніж для пневматичної системи аерації. Розмір робочої зони аерації для пневмомеханічних аераторів складає приблизно 10-12 діаметрів ротора. Пневмомеханічні аератори використовуються, головним чином, у компактних аераційних спорудах, де очистка стічних вод здійснюється з великими швидкостями, а також при очистці висококонцентрованих стічних вод [16].

Проте використання пневмомеханічних аераторів пов'язане з певними труднощами. У результаті сильного насичення киснем мулової суміші та подрібнення ротором пластівців активного мулу у вторинному відстійнику може спостерігатись флотація мулу й підвищення виносу завісі. У окремих випадках в аеротенках може спостерігатися також інтенсивне піноутворення. Важкі умови експлуатації нижнього опірного підшипника валу аератора призводять до його швидкого зношування й необхідності заміни, що дещо обмежує використання аераторів цього типу.

Підбір пневмомеханічних аераторів здійснюється аналогічно до підбору механічних аераторів - за їх паспортною продуктивністю за киснем.

10.7.4. Струминні аератори

Принцип дії гідропневматичних струминних аераторів полягає у залученні атмосферного повітря в мулову суміш струминою робочої рідини, що

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.4

Параметри пневмомеханічних аераторів [1,16,12]

Типорозміри аераторів	Продуктивність, кг O_2/год	Витрата стисненого повітря $м^3$/год,	Встановлена потужність, кВт	Частота обертання, об/хв	Головні розміри, см		
					H	h_1	d_a
ПМ 22-09	54	850-950	22	132	760	364	90
ПМ 55-1,03	130	1250-1350	55	130	800	370	103
ПМ-75-1,12	190	1850-1950	75	130	810	375	112
Дорр-Олівер				50-150	до 550		91-184
Пермутіт			5-75	60-150	до 550		60-150

рухається з великою швидкістю. Як робоча рідина при цьому використовується сама мулова суміш, яка забирається насосом безпосередньо з аеротенка.

Серед усіх відомих типів струминних аераторів найширше використовуються поверхневі та занурені ежекторні аератори, до яких відносять аератори типу «кільцеве сопло», «шахтний водозлив», «занурений ежектор» й інші. Принцип роботи цих аераторів грунтується на використанні енергії робочої рідини, що рухається лінійно з великою швидкістю через сопло певної форми й розмірів.

У струминному аераторі типу «кільцеве сопло» (рис. 10.35) внаслідок підвищення швидкості робочої рідини у стисненому перерізі виникає розрідження, і через повітряну трубку засмоктується атмосферне повітря. У нижній частині корпусу відбувається інтенсивне перемішування повітря з водою, яке продовжується і в струмині, що виходить із сопла під напором. У місці падіння струмини в рідину утворюється воронка із сильно розвинутою турбулентною поверхнею, що забезпечує додаткове захоплення повітря. Водоповітряна струмина, проникаючи в рідину, здійснює насичення води киснем і перемішування мулової суміші в аеротенку.

За даними Центрального науково-дослідного інституту міністерства шляхів сполучення (м. Москва) швидкість руху робочої рідини у стисненому перерізі слід приймати 8-10 м/с, швидкість руху водоповітряної струмини на виході із сопла - 10-12 м/с, при цьому об'єм водоповітряної суміші у порівнянні з об'ємом робочої рідини збільшується на 40 %. При таких параметрах у розрахунку на 1 $м^3$ робочої рідини захоплюється до 1,5-2 $м^3$ повітря, коефіцієнт використання кисню складає 11-12 %, а ефективність аерації - 2,5-3,3 кг O_2/кВт.год. Для подачі робочої рідини на струминний аератор використовують низьконапірний насос, який створює напір перед аератором 6-7 м. Аератор розміщують на відстані 0,1 м від поверхні рідини [20].

Національний університет
водного господарства
та природокористування

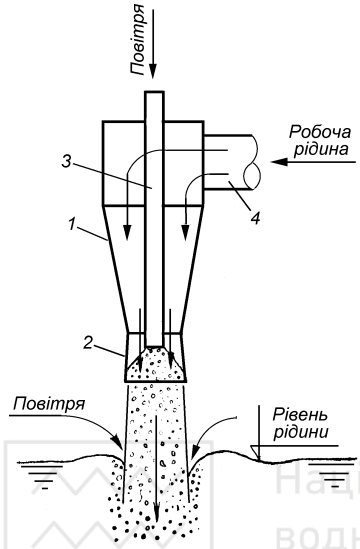


Рис. 10.35. Струминний аератор «кільцеве сопло»:
1 - конічний корпус; 2 - сопло аератора; 3 - повітряна трубка; 4 - підвід робочої рідини

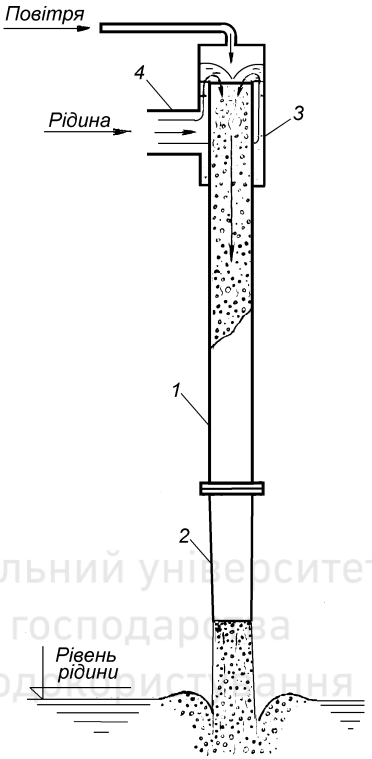


Рис. 10.36. Струминний аератор «шахтний водозлив»:
1 - колонна; 2 - конічний насадок; 3 - водо-зливна камера; 4 - підвід робочої рідини

Іншим типом ежекторного аератора є аератор типу «шахтний водозлив», робота якого досліджувалась інститутами НДІ ВОДГЕО і УкрНДІагропроект. Засмоктування атмосферного повітря та його змішування з робочою рідиною відбувається в результаті її вільного падіння по стінках колони аератора висотою 4-5 м (рис. 10.36). Швидкість виходу робочої рідини з нижнього отвору аератора приймається рівною 7 м/с, а його відстань до поверхні рідини - 0,5-0,9 м. Ефективність аерації для аератора типу «шахтний водозлив» конструкції НДІ ВОДГЕО складає 3 кг O_2/кВт.год [21].

Струминна система аерації відрізняється від інших систем аерації передусім своєю простотою та надійністю: відсутні механічні пристрої для перемішування рідини, вона не потребує подачі повітря, не погіршує седимен-

таційних властивостей активного мулу, для подачі робочої рідини використовуються низьконапірні насоси, які більш надійні ніж будь-які повітродувки. Однак рядом дослідників відмічається невелика глибина проникання струмини в мулову суміш і, як наслідок, невеликі розміри робочої зони. Так, при застосуванні аераторів типу «кільцеве сопло» максимальна глибина зони аерації складає 2,5-3 м, а її діаметр - 5-6 м [20]. Для запобігання осадження мулу в камері аерації при застосуванні аераторів типу «шахтний водозлив» потужність насосів робочої рідини повинна перевірятися за питомими витратами електроенергії на перемішування мулової суміші (табл. 10.5).

Таблиця 10.5

Залежність питомих витрат на перемішування від дози мулу в аеротенку [20]

Доза мулу, г/л	2	3	4	5	6
Питомі витрати електроенергії, кВт/м^3	0,020	0,027	0,036	0,043	0,055

10.7.5. Вибір системи аерації

Вибір оптимальної системи аерації являє собою складну техніко-економічну задачу, розв'язання якої потребує врахування як ефективності роботи тієї чи іншої системи аерації (табл. 10.6), так і врахування продуктивності очисної станції (табл. 10.7), концентрацій забруднень очищуваних стічних вод, а також і місцевих умов.

10.8. Конструкції аеротенків

При конструюванні аеротенків повинні бути вирішені питання оптимального розташування комунікацій для підведення в аеротенки очищуваних стічних вод, рециркуляційного активного мулу, повітря, а також для відведення від них мулової суміші у вторинні відстійники. Під оптимальним розуміють таке взаємне розташування комунікацій, яке забезпечує можливість роботи аеротенків за заданою технологічною схемою, а при необхідності - перехід від однієї схеми роботи до іншої (наприклад, від схеми без регенерації до схеми з регенерацією мулу), зручність для контролю й управління, оперативного переключення у випадку зупинки споруди для ремонту тощо. Однією з важливих вимог при цьому є забезпечення мінімальної довжини комунікацій.

Конструктивне оформлення аеротенків визначається продуктивністю очисних споруд, концентраціями забруднень очищуваних стічних вод, які визначають технологічний режим роботи аеротенків, типом аераційного обладнання для подачі повітря та перемішування мулової суміші, конструкцій інших споруд, що входять до технологічної схеми очистки стічних вод, тощо.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.6

Порівняльна характеристика різних систем і типів аераторів

Система аерації і тип аератора	Ефективність аерації, кг O_2/кВт.год	Окислювальна спроможність системи аерації, кг O_2/($м^3$.добу)	Література
Пневматична аерація:			
дрібнобульбашкова	1,2-1,5	2,9-4,8	[6]
дрібнобульбашкова	2,2	1,2-1,7	[22]
середньобульбашкова	0,8-1,1	1,9-2,7	[6]
середньобульбашкова ІНКА	1,2-1,5	4,8	[6]
середньобульбашкова	1,4-1,8	0,7-1,2	[22]
крупнобульбашкова	0,7-0,9	1,9-2,6	[6]
крупнобульбашкова	1,2	1-1,2	[22]
Механічна аерація:			
дисковий аератор	2,7-3,0	2,4-3,6	[22]
роторний аератор	1,5-3		[23]
турбінний аератор «Симплекс»	1,4-1,7	1,2-3,6	[6]
турбінний аератор ТА-1	2,19	1,9	[22]
турбінний аератор ТА-2	2,83	1,8	[22]
імпелерний аератор АИ-1М	1,8-2,14	2,2-3,8	[22]
імпелерний аератор С-16	2,1-2,5	2,2-7,9	[22]
Пневмомеханічна аерація:			
аератор «Дорр-Олівер»	1,25-1,75	1,2-2,4	[6]
аератор типу АПМ	1,7-2,5	0,7-4,8	[22]
пропелерний аератор ЛІБІ	1,7-2,3	0,5-14,4	[22]
Струминна аерація	3,3-5	4,8-72	[22]

Таблиця 10.7

Шкала для попереднього вибору системи аерації [12]

Системи каналізування (групи)	Продуктивність станцій, $м^3$/добу	Системи аерації			
		пневма-тична	механіч-на	комбіно-вана	струмин-на
Об'єктні	0-12	+	++	+	+++
	25-100	+	+++	+	+++
Малі	100-1400	++	+++	+	+++
	1400-4200	+++	+++	+	+++
Середні	4200-10000	+++	+++	++	+++
	10000-50000	+++	+++	++	+++
Міські	64000-100000	+++	+	+++	++
	100000-280000	+++	+	+++	+
Районні	Більше 280000	++	+	+++	+

Примітка. +++ - переважне використання; ++ - менш переважне використання; + - небажане використання.

Для очисних споруд великої продуктивності застосовуються, головним чином, прямокутні в плані аеротенки з пневматичною аерацією. Для порівняно невеликих очисних споруд застосовуються як прямокутні, так і круглі в плані аеротенки з пневматичною, механічною, пневмомеханічною або гідропневматичною аерацією.

Аеротенки зазвичай влаштовують багатокоридорними, що забезпечує зменшення їх будівельної довжини, а також можливість виділення частини об`єму аеротенка під регенератор. Така можливість закладена в конструкціях типових аеротенків.

10.8.1. Конструкції аеротенків-витиснювачів

Аэротенки-витиснювачі являють собою залізобетонні резервуари прямокутної форми в плані. Аеротенки складаються із секцій, причому кожна з них ділиться поздовжніми перегородками, що не доходять до однієї з торцевих стін, на 2, 3 і 4 коридори (рис. 10.37). Таке розташування перегородок

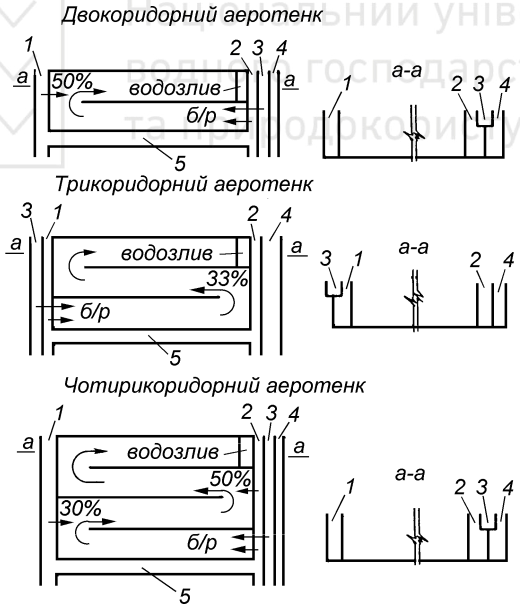


Рис. 10.37 Схема коридорних аеротенків-витиснювачів:
1 - верхній розподільний канал освітлених (у первинних відстійниках) стічних вод; 2 - нижній канал освітлених стічних вод; 3 - канал активного мулу; 4 - розподільний канал вторинних відстійників; 5 - з'єднувальний (перепускний) канал

дозволяє здійснити зигзагоподібний рух рідини послідовно по всіх коридорах аеротенка. З торців в аеротенках влаштовуються два аеровані канали освітлених стічних вод, що надходять із первинних відстійників: так звані верхній канал - зі сторони первинних відстійників, і нижній канал - зі сторони вторинних відстійників. Ці канали з'єднані між собою перепускним коридором, що дозволяє впускати освітлені стічні води з будь-якої сторони аеротенка. З нижньої сторони аеротенка передбачений аерований канал, куди з останнього по ходу руху рідини коридору кожної секції аеротенка надходить суміш очищених стічних вод з активним мулом. З цього каналу мулова суміш спрямовується у вторинні відстійники. Аерований канал рециркуляційного активного мулу влаштовується з верхньої сторони аеротенка - у трикоридорних і з нижньої сторони - у дво- і чотирикоридорних аеротенках.

Аеротенки-витиснювачі можуть працювати в режимах біологічної очистки як без регенерації, так і з регенерацією активного мулу. При здійсненні біологічної очистки без регенерації активний мул і освітлена стічна вода подаються в перший коридор аеротенка: з верхніх каналів активного мулу й стічних вод - для трикоридорних аеротенків і з нижніх каналів активного мулу й стічних вод - для дво- і чотирикоридорних аеротенків.

При роботі аеротенків-витиснювачів у режимі біологічної очистки з регенерацією активний мул завжди подається на початок першого коридору, а освітлені стічні води - на початок наступних коридорів аеротенка. Об'єм регенераторів двокоридорних аеротенків може складати 50 % від загального об'єму аеротенків (так звана 50 %-а регенерація активного мулу). Активний мул подається при цьому в перший коридор із нижнього каналу мулу, а освітлена вода - на початок другого коридору із верхнього каналу стічних вод. Трикоридорні аеротенки можуть працювати в режимі з 33 %-ою регенерацією активного мулу (подача мулу здійснюється на початок першого коридору з верхнього каналу активного мулу, а освітлених стічних вод - на початок другого коридору із нижнього каналу стічних вод). Аналогічним чином чотирикоридорні аеротенки можуть працювати в режимі з 25 чи 50 %-ою регенерацією активного мулу.

Розроблені типові проекти дво -, три - і чотирикоридорних аеротенків-витиснювачів з великим діапазоном продуктивностей. Аэротенки спроектовані окремими секціями, що дозволяє набрати відповідний до розрахунку об'єм споруди зміною їх кількості (табл. 10.8). Для очисних станцій продуктивністю до 50000 м^3/добу доцільно використовувати 4-6, а при більшій продуктивності - 6-8 секцій аеротенка. При початковій базовій довжині коридору аеротенка 36 м вона може збільшуватись за допомогою шестиметрових вставок. Коридори аеротенка можуть бути шириною 4,5, 6 і 9 м. При ширині коридору 4,5 м робоча глибина аеротенка складає 3,2 і 4,4 м, а при ширині б і 9 м - 4,4 і 5 м. Всього розроблено біля 100 варіантів з дуже невеликим кроком

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.8

Розміри типових аеротенків-витиснювачів

Число коридорів	Розміри коридору, м			Число рядів фільтросів від першого коридору до четвертого
	ширина	робоча глибина	довжина	
2	4,5	3,2: 4,4	36-60	2+1
	6	4: 4,5	48-72	2+2
	9	4: 4,5	78-108	3+2
3	4,5	3,2: 4,4	36-60	2+2+1
	6	4: 4,5	48-72	3+2+1
	9	4: 4,5	78-108	3+3+2
4	4,5	3,2: 4,4	36-66	3+2+1+1
	6	4,4: 5	54-84	3+2+2+1
	9	4,4: 5	84-114	3+3+2+2

зміни робочого об'єму від одного аеротенка до іншого, що дозволяє здійснити підбір споруд із точністю 2-3 % від необхідного розрахункового об'єму.

Коридорні аеротенки звичайно обладнуються пневматичною системою аерації. Повітря диспергується за допомогою фільтросів, вкладених у бетонних каналах, що влаштовуються в дні аеротенка вздовж поздовжньої стінки його коридору. У регенераторах зазвичай влаштовується більша кількість фільтросних каналів. Так, наприклад, у чотирикоридорному аеротенку з 50 %-ою регенерацією в регенераторі (коридори I і II) вкладають по три, а у власне аеротенку (коридори III і IV) - по два ряди ряди фільтросних каналів.

Прямокутні аеротенки обладнуються трубопроводами для їх спорожнення. Дно кожного коридору аеротенка має похил 0,001 до його середини, де влаштований лоток спорожнення.

Останнім часом знаходять використання аеротенки з перемінним об'ємом регенератора. У таких аеротенках існує можливість впуску стічних вод на різній відстані від його початку, куди подається активний мул. У чотирикоридорному аеротенку стічні води подаються в лоток, закріплений на стінці, яка відділяє другий і третій коридори. У лотку влаштовані випускні вікна, що перекриті шиберами. Зазвичай відкритий один шибер, який і визначає об'єм аеротенка, відведеного під регенератор. Таким чином можна здійснювати 25-75 %-у регенерацію активного мулу з кроком зміни об'єму 6,25%.

Якщо відстійні споруди мають прямокутну форму в плані (горизонтальні відстійники), то може влаштовуватись єдиний блок аеротенків з первинними та вторинними відстійниками, в якому до мінімуму зведена довжина комунікацій, що зв'язують ці споруди. Розроблені типові проекти

Національний університет
таких блоків ємностей пропускною здатністю 100, 200, 400, 700, 1400, 2700, 4200, 7000, 10000, 17000 і 25000 м^3/добу.

10.8.2. Конструкції аеротенків-змішувачів

В аэротенках-змішувачах порції очищуваних освітлених стічних вод повинні миттєво перемішуватися з усією масою мулової суміші, що знаходиться в аеротенку. Це досягається розосередженим впуском стічних вод і активного мулу вздовж поздовжньої стінки аеротенка. Випуск мулової суміші здійснюється також розосереджено з протилежної сторони аеротенка.

Розроблені типові проекти дво-, три- і чотирикоридорних аеротенків-змішувачів із шириною коридору 3, 4, 6 і 9 м і робочою глибиною 1,2 м - з механічною аерацією, 4,5 м - з низьконапірною аерацією, а також 5 і 5,2 м - з пневматичною аерацією (табл. 10.9). На рисунку 10.38 наведена схема трикоридорного аеротенка-змішувача з регенератором активного мулу. Рециркуляційний активний мул надходить в регенератор із нижнього каналу активного мулу. Відрегенерований активний мул надходить у власне аеротенк через отвори під поздовжньою перегородкою, що відділяє регенератор від аеротенка.. Подача стічних вод у власне аеротенк здійснюється розосереджено з повздовжніх каналів, відведення мулової суміші - через повздовжні лотки.

Влаштування аеротенків із механічною аерацією практично нічим не відрізняється від влаштування аеротенків із пневматичною аерацією. Однак в силу специфіки механічних аераторів, які мають квадратну або круглу в плані робочу зону, при їх застосуванні прагнуть збільшити ширину коридору аеро-

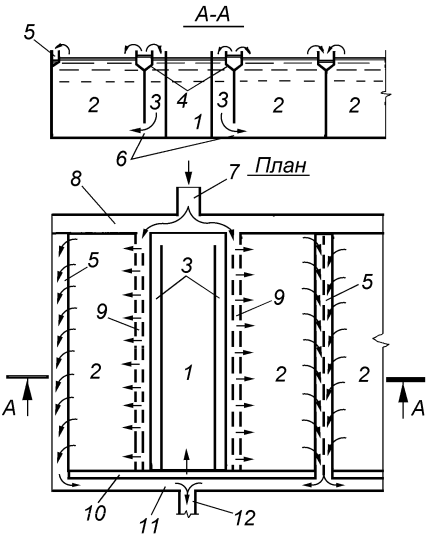


Рис. 10.38. Схема трикоридорного аеротенка-змішувача: 1 - регенератор; 2 - аеротенки; 3 - розподільні канали активного мулу; 4 - розподільні канали освітлених (у первинних відстійниках) стічних вод; 5 - збірні лотки очищеної води; 6 - вхідні отвори активного мулу; 7 - підвідний канал від первинних відстійників; 8 - розподільний канал освітленої води; 9 - впуск освітленої води в аеротенк; 10 - нижній канал активного мулу; 11 - збірний канал очищеної води; 12 - відвідний канал

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.9

Розміри типових аеротенків-змішувачів

Ширина коридору, м	Робоча глибина аеротенка, м	Число коридорів	Робочий об'єм секції, $м^3$	Довжина секції, м
2	1,2	2	170 260	24 36
4	4,5	2	864 1296	24 36
6	5	3	3780 5400 7560	42 60 83
9	5,2	4	21680 28080	120 150

тенка до 5-6 діаметрів аератора. Це, в свою чергу, визначає і специфіку підходів до компоновочних рішень, які повинні передбачати можливість демонтажу і заміни, у випадку необхідності, електроприводу або механічного аератора в цілому. Природно, що із збільшенням потужності очисних споруд збільшується кількість механічних аераторів, і компоновка споруд значно ускладнюється.

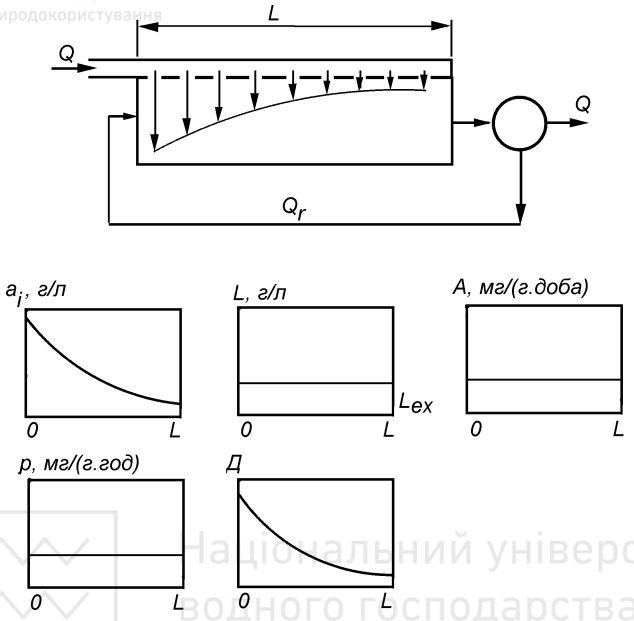
10.8.3. Аеротенки з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод

В аеротенках з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод у деякій мірі поєднуються переваги аеротенків-витиснювачів, які забезпечують високу якість очистки стічних вод, з перевагами аеротенків-змішувачів, які працюють при постійних навантаженнях на активний мул.

Аэротенки з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод являють собою дво- або чотирикоридорні аеротенки з поздовжніми лотками стічної води, впуск якої здійснюється через регульовані затвори-водозливи, що розміщуються на відстані не менше ширини коридору. Активний мул подається при цьому зосереджено на початку першого коридору, стічна вода вводиться розосереджено через декілька водозливів, а мулова суміш випускається в кінці останнього коридору аеротенка. Місце першого впуску стічних вод визначає границю, що розділяє регенератор і власне аеротенк. Останній впуск стічних вод знаходиться на такій відстані від виходу з аеротенка, яка забезпечує тривалість перебування стічних вод, достатню для вилучення і окислення забруднень, і виключає можливість їх «проскакування».

Витрата стічних вод, що впускаються через кожен водозлив, встановлюється розрахунком таким чином, щоб забезпечити рівномірне навантаження на активний мул [24]. Доза мулу по довжині аеротенка поступово зме-

Національний університет
водного господарства
та природокористування



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 10.39. Зміна основних технологічних параметрів по довжині аеротенка з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод

ншується приблизно до 3 г/л (рис. 10.39), що забезпечує ефективне розділення мулової суміші у вторинних відстійниках. Інтенсивність аерації змінюється при цьому пропорційно подачі стічних вод для вирівнювання швидкості споживання кисню по довжині аеротенка. Завдяки підвищеній середній дозі активного мулу, яка складає біля 4 г/л, процес окислення органічних забруднень стічних вод відбувається швидше, що дозволяє на 15-30 % зменшити робочий об'єм аеротенків, зберігаючи високу якість очистки. Капітальні витрати на будівництво аеротенків знижуються не менше ніж на 15 % у порівнянні з аеротенками-змішувачами або витиснювачами при однаковій пропускній спроможності споруд.

Аэротенки з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод рекомендується застосовувати на станціях біологічної очистки міських стічних вод з $БПК_{повн}$ більше 150 мг/л і продуктивністю більше 25 тис. $м^3$/добу, а також для біологічної очистки промислових стічних вод з $БПК_{повн}$, більше 200 мг/л при надходженні зворотного активного мулу з концентрацією понад 4 г/л. Розроблені типові проекти дво- і чотирикоридорних аеротенків із нерів-

номірно розосередженим впуском стічних вод пропускною спроможністю 25-400 тис. м^3/добу (табл. 10.10).

Таблиця 10.10

Розміри типових аеротенків з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод [24]

Число коридорів	Ширина коридору, м	Глибина, м	Довжина, м	Робочий об'єм, м^3	Відстань між впусками, м	Число секцій	Продуктивність, тис. м^3/добу
2	6	4,4	36-72	2010-4020	6	3-4	25-80
2	9	4,4	42-84	3520-7040	6	3-4	35-140
4	6	4,4	90-114	9760-12370	12	2-3	100-250
4	9	4,4	90-114	14840-18800	12	2-3	150-300
4	9	5	90-114	16800-21300	12	2-3	200-400

Не дивлячись на зазначені вище переваги, аеротенки з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод мають один суттєвий недолік - низькі швидкості окислення забруднень, які по всій довжині споруди пропорційні $БПК_{повн}$ очищених стічних вод. Підвищення швидкості окислення забруднень в них можливе, якщо $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод, як в аеротенках-витиснювачах, буде поступово знижуватись по довжині аеротенка до 15 мг/л. Це дозволить на 30 % збільшити середню швидкість окислення забруднень і, як наслідок, приблизно на 40 % зменшити об'єм аеротенків [25].

10.8.4. Аеротенки-відстійники

Аеротенки-відстійники - це комбіновані споруди, що включають у себе зону аерації й зону розділення мулової суміші (відстійну зону). Обидві зони зв'язані між собою отворами, вікнами, щілинами тощо, які забезпечують надходження мулової суміші із зони аерації у відстійну зону і повернення активного мулу із відстійної зони в зону аерації без застосування примусової циркуляції.

Прикладом такої споруди є аеротенк-відстійник «Оксиконтакт», розроблений французькою фірмою «Дегремон» (рис. 10.40). Освітлені стічні води подаються в розподільний трубопровід, розташований вздовж зони аерації, яка знаходиться в центрі прямокутного в плані резервуару. Дві зони відстоювання розміщені вздовж стін споруди і відділяються від зони аерації похилими перегородками. У верхній частині перегородок є регульовані переливні вікна, через які мулова суміш надходить у зону відстоювання, а в нижній частині - поздовжні щілини, через які активний мул самочинно під дією сил гравітації повертається в зону аерації після відділення від очищеної води. Очищені стічні води збираються в збірні лотки, розташовані вздовж зовнішніх

Національний університет
водного господарства
та природокористування

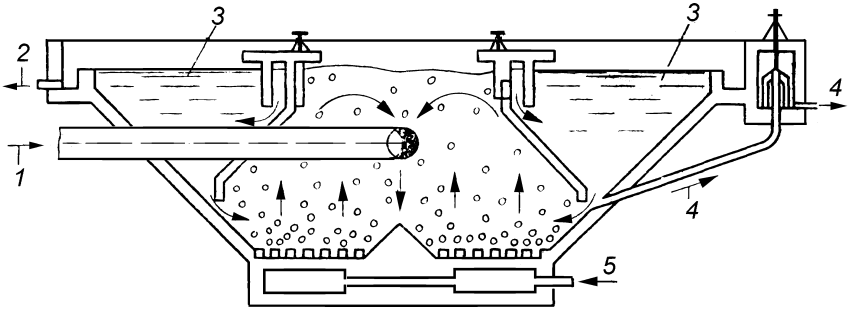


Рис. 10.40. Аеротенк-відстійник «Оксиконтакт»:
1 - подача стічних вод; 2 - випуск очищених стічних вод; 3 - зони освітлення; 4 - випуск надлишкового активного мулу; 5 - повітропровід

сторін кожної зони відстоювання. Надлишковий активний мул відводиться з нижньої частини зони відстоювання через мулопроводи, розташовані на певній відстані один від одного. Для подачі повітря в зону аерації застосовуються аератори типу «Вібрейр», які монтуються в зоні аерації таким чином, щоб викликати подвійний спіралеподібний рух мулової суміші. Глибина аеротенка-відстійника «Оксиконтакт» становить біля 4 м, довжина складає 15-70 м у залежності від необхідної пропускної спроможності. Витрата циркуляційного активного мулу може досягати 200-300 % розрахункової витрати очищуваних стічних вод.

На очисних спорудах невеликої продуктивності досить широко застосовуються аеротенки-відстійники круглої форми в плані з концентричними зонами аерації та відстоювання. Прикладом такої споруди є аеротенк-відстійник «Рібер» (ФРН) із центральною зоною аерації та периферійною зоною відстоювання (рис. 10.41). Стічні води подаються в зону аерації зосереджено поблизу центра дна під нижній обріз циркуляційної труби турбінного аератора, засмоктуються в неї, змішуючись з муловою сумішшю. По мірі надходження стічних вод мулова суміш витиснюється в зону дегазації через отвори у верхній частині кільцевої розділювальної перегородки, а звідти - в зону відстоювання, де освітлені стічні води збираються в кільцевий лоток і видаляються із споруди. Взаємне розміщення перегородок у споруді зумовлює інтенсивну циркуляцію між зонами аерації та відстоювання, що забезпечує не тільки повернення активного мулу в зону аерації, але й постачання зони відстоювання киснем, розчиненим у суміші, що виходить із зони аерації.

Національний університет водного господарства та природокористування

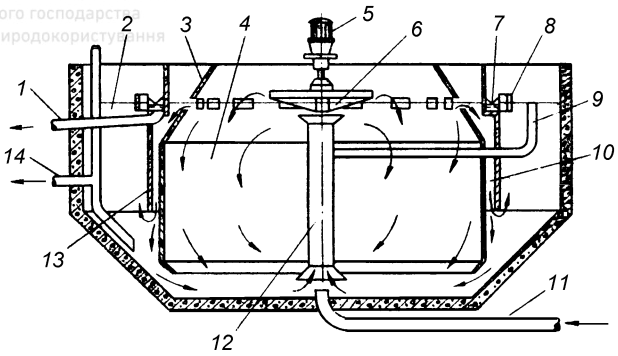


Рис. 10.41. Аеротенк-відстійник «Рібер»:
1 - очищена вода; 2 - зона відстоювання; 3 - розділювальна перегородка; 4 - зона аерації; 5 - привід аератора; 6 - турбінний аератор; 7 - збірний лоток; 8 - напівзанурена дошка; 9 - трубопровід для видалення плаваючих речовин; 10 - зона дегазації; 11 - подача стічних вод; 12 - труба; 13 - кільцева перегородка; 14 - мулова труба

Перший вітчизняний аеротенк-відстійник являв собою однокоридорний аеротенк-змішувач, розділений на зони аерації та відстоювання поздовжньою перегородкою, що не доходить до дна. Мулова суміш надходить із зони аерації у відстійну зону через щілину між дном аеротенка та перегородкою. Через цю ж щілину активний мул повинен самовільно під дією сили тяжіння повертатися в зону аерації. Однак через невдале конструктивне рішення нормальна циркуляція активного мулу між зонами відстоювання й аерації порушувалась, він залягав і загнивав у зоні відстоювання. Вдосконалення роботи аеротенка-відстійника було досягнуто шляхом створення примусової циркуляції активного мулу за допомогою ерліфтів, що встановлюються в мулових бункерах. Це забезпечило направлений рух мулової суміші із зони аерації в зону відстоювання, ліквідацію у відстійній зоні ділянок, у яких може накопичуватись і загнивати активний мул, а також гідродинамічну стійкість шару завислого осаду в зоні відстоювання.

Подача стічних вод у вдосконалений аеротенк-відстійник здійснюється розосереджено через випуски по всій довжині зони аерації (рис. 10.42). Мулова суміш із зони аерації через придонну щілину під похилою перегородкою надходить у зону відстоювання. У процесі відстоювання мулової суміші утворюється шар завислого активного мулу, який забезпечує більш ефективне освітлення рідини. Освітлена стічна вода відводиться із споруди за допомогою повздовжнього водозбірного лотка. Активний мул із верхньої частини шару завислого осаду постійно надходить у мулові бункери, розміщені на відстані 3-4 м один від одного, звідки безперервно відкачується ерліфтами в

зону аерації. Використання аеротенків-відстійників із примусовою циркуляцією активного мулу дозволяє збільшити його робочу дозу до 4-5 г/л.

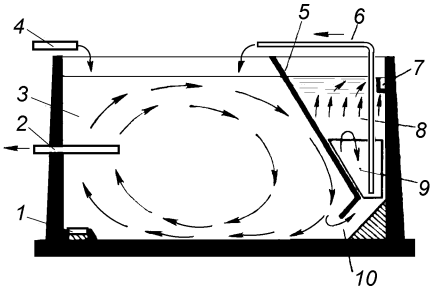


Рис. 10.42. Аеротенк-відстійник з ерліфтною циркуляцією активного мулу: 1 - пневматичний аератор; 2 - видалення надлишкового активного мулу; 3 - зона аерації; 4 - подача стічної води; 5 - перегородка; 6 - ерліфт для циркуляції мулу; 7 - відведення очищеної води; 8 - зона відстоювання; 9 - муловий бункер; 10 - впускна щілина

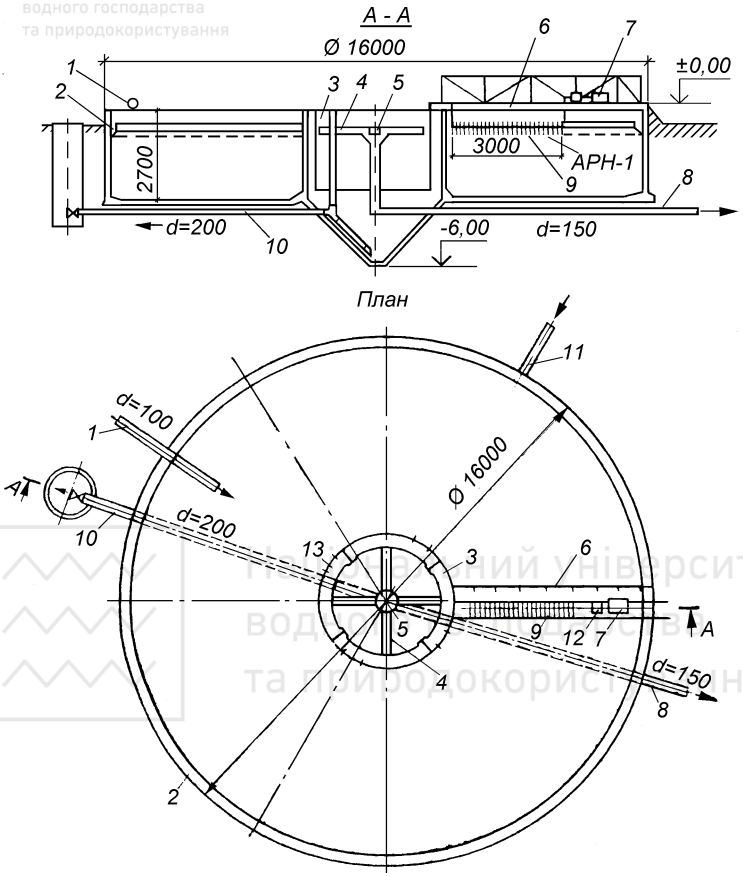
Аеротенки-відстійники з примусовою рециркуляцією мулу широко застосовуються і в закордонній практиці. До таких споруд слід віднести аеротенки-відстійники типу «Оксирапід», які конструктивно аналогічні «Оксиконтактам», однак відрізняються від останніх системою повернення активного мулу за допомогою спеціальних ерліфтів.

Прикладом аеротенка-відстійника у радіальному виконанні є аероокислювач радіального типу (АРТ), розроблений Київським інститутом НДКТІ МГ (рис. 10.43). Зона аерації АРТ розташовується на периферії споруди, усередині якої розміщений вторинний вертикальний відстійник. Неосвітлені стічні води подаються в периферійний лоток, звідки надходять у зону аерації, обладнану роторними аераторами АРН. Аеротенк працює в режимі продовженої аерації.

Через щілинні отвори мулова суміш надходить із зони аерації у вторинний відстійник із периферійною подачою рідини. Очищені стічні води відводяться з відстійника за допомогою радіальних лотків. Ущільнений активний мул під гідростатичним тиском видаляється в насосну станцію, звідки рециркуляційний активний мул повертається в зону аерації, а надлишковий надходить на зневоднення.

Розроблені типові проекти АРТ діаметром 16, 31, 36, 44 м (табл. 10.11). У спорудах діаметром 31, 36 і 44 м для створення поперечної циркуляції потоку, необхідної для інтенсифікації процесів масообміну і підтримання мулу у зваженому стані, в зоні аерації передбачається влаштування циліндричної перегородки з отворами розміром 1х1 м із кроком 3 м.

Національний університет
водного господарства
та природокористування



Мал 10.43. Аероокислювач радіального типу діаметром 16 м:
1 - трубопровід рециркуляційного мулу; 2 - периферійний лоток; 3 - напівзанурена перегородка; 4 - радіальні лотки; 5 - приймальна чаша; 6 - аераційний міст; 7 - електродвигун; 8 - випуск очищених стічних вод; 9 - аератор; 10 - випуск осаду: 11 - подача стічних вод; 12 - редуктор; 13 - щілинні отвори відстійника

Аероакселатори суміщають у собі аеротенк і вторинний відстійник, який працює за принципом освітлювача із зваженим шаром осаду. Вони застосовуються для повної чи неповної біологічної очистки побутових і близьких до них за складом виробничих стічних вод. Аероакселатори влаштовуються з пневматичною, механічною (поверхневою) і пневмомеханічною аерацією і поділяються на два типи: з центральною зоною аерації й периферій-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.11

Основні розміри аероокислювачів радіального типу

Діаметр споруди, м	Об'єм зони аерації, м^3	Тип аераторів	Кількість аераторів	Діаметр відстійника, м	Об'єм зони освітлення, м^3
16	370	АРН	3	4	33
31	1400	АРН	9	6	72
36	2800	АР-1	9	7	137
44	4000	АР-1	12	8	162

ною зоною освітлення та з центрально розміщеною зоною освітлення й периферійною зоною аерації. У світовій практиці найбільш поширені аероакселатори фірм «Інфілко» (США), «Патерсон» (Англія), «Дегремон» (Франція), «Лургі» (ФРН) й ін.

Вітчизняний аероакселатор конструкції НДКТІ МГ працює в режимі продовженої аерації і являє собою круглу в плані споруду з периферійною зоною освітлення (рис. 10.44). Повітря і освітлені стічні води подаються в центр нижньої частини зони аерації, обладнаної механічним аератором. Із зони аерації мулова суміш через затоплені регульовані переливні вікна надходить у зону повітровідокремлення й далі в циркуляційну зону відстійника. Очищені стічні води проходять шар завислого осаду, надходять у відстійну зону, звідки через кільцевий водозбірний лоток видаляються із споруди.

Постійна циркуляція мулу між зонами освітлення та аерації забезпечується примусово за рахунок ерліфтного ефекту, що виникає при подачі по-

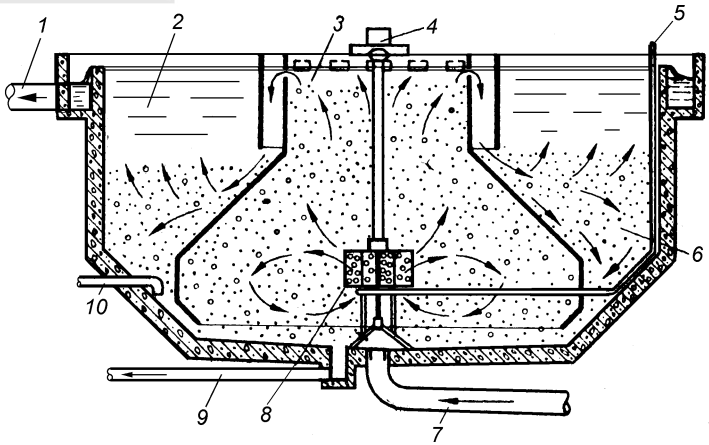


Рис. 10.44. Аероакселатор:
1 - випуск очищеної води; 2 - зона відстоювання; 3 - зона аерації; 4 - електродвигуни; 5 - повітропровід; 6 - завислий шар мулу; 7 - подача стічних вод; 8 - мішалка; 9 - випуск осаду; 10 - випуск надлишкового активного мулу

Національний університет
вітря під струминонаправляючу перегородку в нижній частині зони освітлення. Підтримання шару активного мулу в завислому стані забезпечується необхідним ступенем рециркуляції мулової суміші шляхом регулювання площі переливних вікон.

Процес біологічної очистки в аероакселаторі відбувається більш інтенсивно ніж в аеротенку за рахунок високого ступеня турбулентності в зоні аерації, розділення мулової суміші в шарі завислого осаду, створення оптимальних кисневих умов у зоні освітлення 5-кратною циркуляцією мулу, робоча доза якого може досягати 5-7 г/л без зниження його якості.

Завдяки компактності, зменшенню об'єму зони аерації та конструктивним перевагам аероакселаторів капітальні вкладення в порівнянні з аеротенками знижуються на 15-30 %, а собівартість очистки - на 10-30 % у залежності від продуктивності станції.

В інституті Укрводоканалпроект (Київ) розроблені проекти аероакселаторів двох типорозмірів - діаметрами 18 і 24 м із пневматичною та пневмомеханічною системою аерації. В проектах прийняті компанування з чотирьох аероакселаторів діаметром відповідно 18 м (для станцій продуктивністю 10-17 тис. $м^3$/добу) і 24 м (25-50 тис. $м^3$/добу).

В **аеротенках-освітлювачах** підтримується високий ступінь рециркуляції мулу (6-12), що дозволяє розглядати шар завислого мулу у відстійній зоні як додаткову зону окислення і зменшити тривалість аерації до 3-5 годин.

Аеротенки-освітлювачі зазвичай являють собою прямокутні в плані споруди з похилими (рис. 10.45) чи вертикальними боковими стінками (рис. 10.46). В аеротенках-освітлювачах із похилими боковими стінками зона аерації знаходиться в центральній частині споруди між симетрично розміщеними по периферії зонами освітлення, а при вертикальних бокових стінках зони освітлення з обох сторін обмежені зонами аерації. Зони освітлення відділені від зон аерації похилими перегородками, що не доходять до дна. У верхній частині перегородок влаштовані переливні вікна для подачі мулової суміші із зони аерації в зону освітлення. У нижній частині перегородки утворюють суцільну щілину, через яку зворотній мул підсмоктується із зони освітлення в зону аерації.

Циркуляція мулової суміші між зонами освітлення та аерації виникає завдяки подачі повітря в зону аерації через перфоровані трубки чи дрібнобульбашкові дифузори й регулюється зміною площі перетину переливних вікон.

Подача освітлених стічних вод в аеротенки-освітлювачі здійснюється через перфорований трубопровід, розміщений біля дна по всій довжині зони аерації. Аерована мулова суміш через переливні вікна надходить у зону дегазації, а звідти - у зону освітлення, де розділяється на два потоки. Один потік (зворотний) через донні щілини повертається в зону аерації, інший направля-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

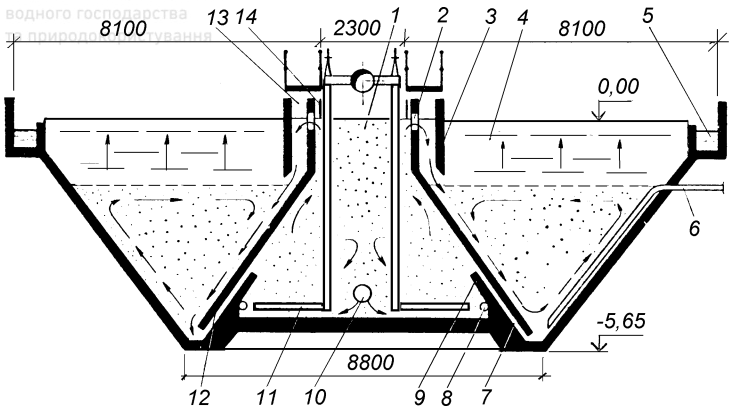


Рис. 10.45. Аеротенк-освітлювач з похилими стінками:
1 - зона аерації; 2 - переливні вікна; 3 - козирок; 4 - зона освітлення; 5 - лоток; 6 - випуск надлишкового активного мулу; 7 - циркуляційна щілина; 8 - трубопровід для подачі повітря в щілину; 9 - «зуб»; 10 - перфорований трубопровід для подачі стічних вод; 11 - аератор; 12 - перегородка; 13 - зона дегазації; 14 - шибер

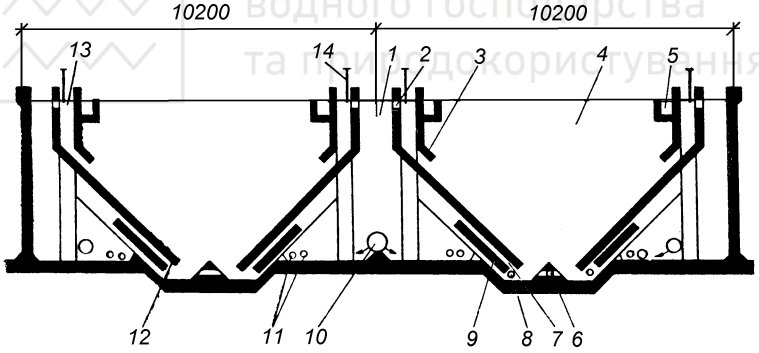


Рис. 10.46. Аеротенк-освітлювач з вертикальними стінками (умовні позначення такі самі, як і на рисунку 10.45)

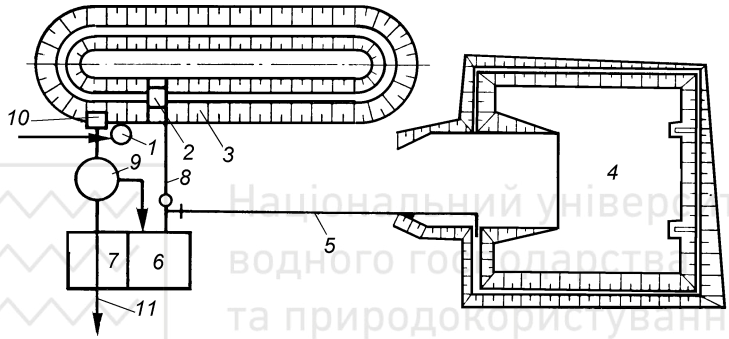
ється вгору, створюючи завислий шар активного мулу. Очищена стічна вода, що пройшла завислий шар, збирається водовідвідними лотками.

Типові аеротенки-освітлювачі, розроблені НДКТІ МГ, призначені для очистки міських чи близьких до них за складам виробничих стічних вод ($БПК_{повн}$ до 500 мг/л, концентрація завислих речовин до 150 мг/л) на очисних станціях продуктивністю 1,4-280 тис. $м^3$/добу.

Національний університет
та природокористування

10.8.5. Циркуляційні окислювальні канали

Циркуляційні окислювальні канали (ЦОК) набули певного поширення в країнах західної Європи, особливо в Голландії, де вони були вперше запропоновані А.Пасвиром. Ці аераційні споруди являють собою замкнуті канали трапецієподібного або прямокутного поперечного перетину овальної форми в плані, по яких циркулює мулова суміш. Горизонтальні поверхневі аератори типу щіток Кессенера, які встановлюються упоперек каналу, одночасно аерують мулову суміш і забезпечують її циркуляцію з швидкістю 0,3 м/с для запобігання осадженню активного мулу (рис. 10.47).



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 10.47. План очисної станції з циркуляційним окислювальним каналом:
1 - приймальна камера; 2 - механічний аератор; 3 - циркуляційний окислювальний канал; 4 - трубопровід надлишкового мулу; 6 - насосна станція; 7 - хлораторна; 8 - трубопровід рециркуляційного мулу; 9 - вторинний відстійник; 10 - випускний пристрій з каналу; 11 - відвід очищених стічних вод

ЦОКи працюють за принципом аеротенків продовженої аерації, як правило, без первинного відстоювання, при середньому віку мулу 20 діб, що дозволяє забезпечити значну його мінералізацію. Такий активний мул має велику буферність і стійкість до коливань витрати та концентрацій забруднень очищуваних стічних вод.

У залежності від витрати застосовуються як схеми без вторинного відстоювання (рис. 10.48, а), так і схеми з вторинним відстоюванням (рис. 10.48, б) очищуваних стічних вод. За першою схемою робота ЦОК здійснюється у періодичному режимі то як аеротенка, то як вторинного відстійника, для чого необхідне влаштування як мінімум двох каналів із виведенням надлишкового мулу безпосередньо з каналу. За другою схемою ЦОК працює безперервно з виведенням надлишкового активного мулу із вторинного від-

стійника. Надлишковий активний мул в обох схемах спрямовується на мулові майданчики.

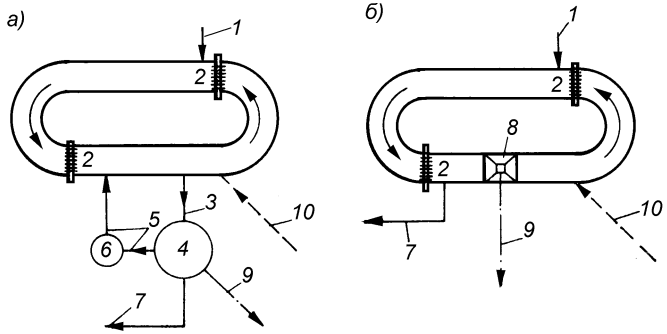


Рис. 10.48. Схема роботи циркуляційних окислювальних каналів:
а) - у проточному режимі; б) - у контактному режимі; 1 - очищувана стічна вода; 2 - аератори; 3, 5 - мулова суміш; 4 - вторинний відстійник; 6 - насосна станція; 7 - очищена вода; 8 - муловий приямок; 9 - надлишковий активний мул; 10 - дренажні води з мулових майданчиків

У закордонній практиці в ЦОКах застосовуються механічні аератори з вертикальною віссю обертання типу «Симкар». Завдяки великій окислювальній і перемішуючій спроможності аератора глибина каналу збільшена з 0,8-1 до 2,5-4 м, що дозволило значно зменшити необхідну площу усієї споруди. Аератор встановлюється в місці заокруглення каналу з влаштуванням перегородки таким чином, щоб весь потік рідини спрямовувався вздовж каналу (рис. 10.49). Такі ЦОКи отримали назву «Карусель» і широко застосовуються для обслуговування населених пунктів з населенням 8-20 тис. мешканців.

У вітчизняній практиці ЦОКи знайшли використання для повної біологічної очистки стічних вод невеликих населених пунктів (максимальна добова витрата 700-1400 м^3/добу) та стічних вод деяких підприємств (наприклад, молочних заводів). У зв'язку з можливістю обмерзання і виходу з ладу поверхневих механічних аераторів та зниження ефективності очистки у зимовий період ЦОКи рекомендується влаштовувати в районах із розрахунковою зимовою температурою найбільш холодного періоду не нижче - 25 °С. Розроблені типові проекти ЦОКів продуктивністю 50, 100, 200, 400, 700 і 1400 м^3/добу.

ЦОКи можна будувати при будь-яких грунтових умовах незалежно від рівня грунтових вод. Канали ЦОКів робочою глибиною 0,8-1 м, як правило, мають трапецієподібну форму з похилом укосу (1:1)-(1:1,5). Укоси і дно каналу укріплюють залізобетонними плитами чи монолітним бетоном із це-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

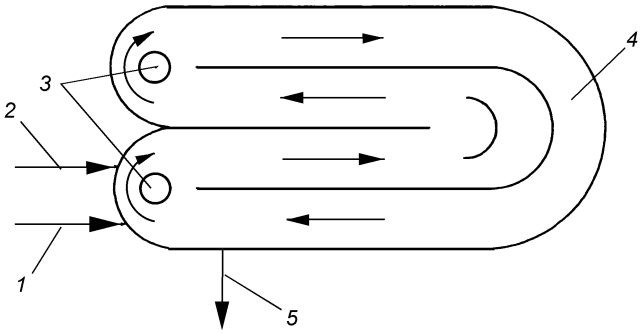


Рис. 10.49. Циркуляційний окислювальний канал типу «Карусель»:
1 - подача рециркуляційного активного мулу; 2 - подача неочищених стічних вод; 3 - механічний аератор з вертикальною віссю обертання типу «Симкар»; 4 - циркуляційний окислювальний канал; 5 - подача мулової суміші у вторинні відстійники

ментною стяжкою. Максимальна ширина дна каналу складає 2 м, а максимальна ширина каналу в його верхній частині - 7 м. Аератори типу АРП чи АРН встановлюються на початку прямої ділянки на відстані 10 м від повороту. На кожному каналі можуть встановлюватися від 1 до 4 аераторів.

До складу очисних споруд крім ЦОКів входять також решітка-дробарка, піскоуловлювач, вторинний відстійник, контактний резервуар, мулові майданчики, виробничо-допоміжна будівля з муловою насосною станцією та хлораторною (рис. 10.47). Стічні води, що пройшли решітку-дробарку і піскоуловлювач, надходять у ЦОК під аератором, що сприяє їх ефективному перемішуванню з муловою сумішшю й швидкому насиченню киснем. Мулова суміш випускається з ЦОКу перед аератором у кінці повороту. Рециркуляційний активний мул подається в ЦОК під аератор, а надлишковий - на мулові майданчики. Дренажна вода з мулових майданчиків самопливом надходить в ЦОК на повторну очистку.

Безсумнівними перевагами ЦОКів є простота конструкції та експлуатації, стабільний ефект очистки стічних вод навіть при різкому коливанні витрат і концентрацій забруднень очищуваних стічних вод, відсутність запахів при зневоднюванні осаду на мулових майданчиках. До недоліків ЦОК можна віднести велику площу забудови у порівнянні, наприклад, з компактними установками заводського виготовлення. Велика площа поверхні при малій глибині робить ЦОКи досить чутливими до коливань температури повітря, особливо в зимовий час.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

10.8.6. Окситенки

Використання газоподібного кисню для аерації стічних вод було вперше запропоноване М.Перні в 1946 р. На початку 70-х років минулого століття були створені споруди, в яких замість атмосферного повітря для аерації стічних вод застосовується технічний кисень або повітря, збагачене киснем - так звані **окситенки**. Використання кисню замість повітря дозволяє підтримувати в муловій суміші концентрацію розчиненого кисню 5-10 мг/л, замість зазвичай прийнятої для аеротенків концентрації 2 мг/л. Це дозволяє збільшити дозу активного мулу до 5-10 г/л, підвищує в 5-10 разів окислювальну спроможність споруди і її здатність працювати в умовах різкої зміни навантаженнь на активний мул. Коефіцієнт використання кисню досягає при цьому 90-95 %. У залежності від виду очищуваних стічних вод період аерації в окситенках знижується з 6-12 до 1-3 годин, що дозволяє в 4-8 разів зменшити об'єм споруди. Технічний кисень інтенсифікує дифузійні процеси розчинення кисню, дозволяє збільшити швидкість біохімічного окислення органічних забруднень за $БПК_{повн}$ у 1,5-3,8 рази. Крім цього, приріст активного мулу в окситенках на 25-35 % нижчий, ніж в аеротенках, мул значно краще відділяється від очищеної води й ущільнюється (муловий індекс складає 40-70 $см^3/г$), що дозволяє зменшити об'єм вторинних відстійників та мулозгущувачів. Важливе значення має й той факт, що при застосуванні кисню дуже інтенсивно протікають процеси нітрифікації амонійного азоту.

Заслуга створення окситенків і їх широкого впровадження у практику належить американській фірмі «Юніон Карбайд». Окситенки цієї фірми носять назву «Юнокс». Глибоке та всебічне вивчення роботи окситенків було здійснене в НДІ ВОДГЕО під керівництвом проф. І.В.Скирдова. У результаті цих досліджень запропонована оригінальна і високоефективна конструкція окситенка (рис. 10.50).

Конструктивно окситенк виконаний у вигляді резервуара круглої в плані форми з циліндричною перегородкою, що відділяє зону аерації від зони муловідокремлення. У середній частині циліндричної перегородки влаштовані вікна для перепускання мулової суміші із зони аерації в муловідокремлювач; у нижній частині - вікна для надходження зворотного мулу в зону аерації. Остання має герметичне перекриття, на якому встановлений електродвигун турбоаератора та змонтовані трубопровід для подачі кисню і продування. Муловідокремлювач обладнаний пристроєм для перемішування мулової суміші, який являє собою радіально розташовані решітки з вертикальних стержнів діаметром 30-50 мм, встановлених на відстані 300 мм один від одного. Внизу до решіток прикріплений скребок. Муловідокремлювач працює із завислим шаром активного мулу, рівень якого регулюється автоматично шляхом скиду надлишкового активного мулу через спеціальну трубу.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

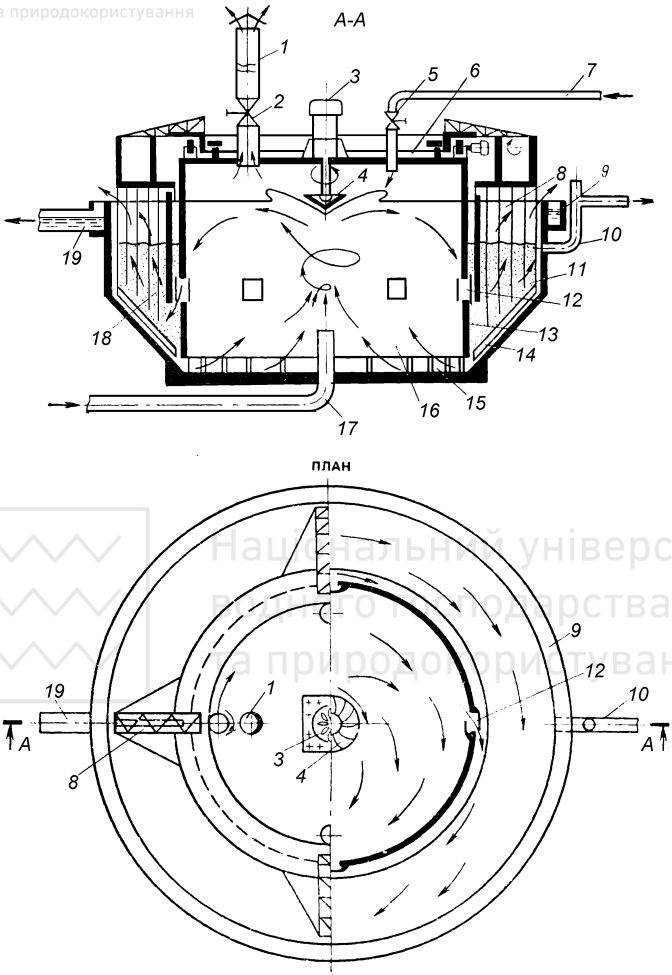


Рис. 10.50. Окситенк конструкції НДІ ВОДГЕО:
1 - продувочний трубопровід; 2,5 - засувки з електроприводом; 3 - електродвигун; 4 - турбоаератор; 6 - герметичне перекриття; 7 - подача кисню; 8 - вертикальні стержні; 9 - збірний лоток; 10 - надлишковий мул; 11 - резервуар; 12 - перепускні вікна мулової суміші; 13 - циліндрична перегородка; 14 - скребок; 15 - перепускні вікна рециркуляційного мулу; 16 - зона аерації; 17 - подача стічних вод; 18 - муловідокремлювач; 19 - випуск очищених стічних вод

Стічні води подаються у нижню частину зони аерації, де змішуються з активним мулом. Під дією швидкісного напору, що створюється турбоаератором, мулова суміш через вікна надходить в муловідокремлювач, де повільно рухається по колу. Процес відділення та ущільнення мулу при цьому значно інтенсифікується завдяки його перемішування стержнями пристрою для перемішування. Очищені стічні води освітлюються в шарі завислого осаду, надходять у радіальний збірний лоток і відводяться із споруди. Зворотний активний мул опускається вниз і через вікна надходить у камеру аерації.

Завдяки значному запасу розчиненого кисню в муловій суміші, що надходить у муловідокремлювач, і її перемішуванню стержнями одночасно і інтенсивно протікають два процеси - біологічне окислення та розділення мулової суміші. У зоні завислого осаду одночасно відбувається освітлення очищених стічних вод і доокислення залишкових органічних забруднень.

Окситенк обладнується системою автоматики, яка забезпечує подачу кисню в зону аерації у відповідності до швидкості його споживання. Система автоматично підтримує задану концентрацію розчиненого кисню в муловій суміші аеротенка при будь-яких змінах складу, концентрації або витрати очищуваних стічних вод.

Інститутом Союзводоканалпроект розроблені проекти окситенків діаметром 10, 22 і 30 м, у яких зони освітлення та аерації рівні між собою за об'ємом.

У наш час найбільш перспективним є застосування окситенків на об'єктах, що мають власний технічний кисень або можуть отримувати його від сусідніх підприємств (наприклад, заводи по виробництву синтетичного каучука, а також хімічні, коксохімічні, нафтохімічні й ін.).

Спеціалістами США розроблені окситенки з відкритою зоною аерації, які отримали назву «Марокс» (рис. 10.51). Це значно спрощує як саму конструкцію споруди, так і систему автоматизації подачі кисню. В окситенку «Марокс» кисень подається за допомогою дифузорів, що обертаються, завдяки чому газ подрібнюється на мілкі бульбашки розміром до 50 мкм. Подача кисню автоматично регулюється за концентрацією розчиненого кисню в муловій суміші. Підрахунки показали, що відкриті окситенки «Марокс» за інших рівних умов дешевше від звичайних аеротенків, біофільтрів, і навіть біофільтрів, вентильованих киснем.

Слід однак відмітити, що не дивлячись на досить широке застосування окситенків, біохімічні процеси, які в них відбуваються, ще не зовсім вивчені. Зокрема вимагає пояснення явище зменшення приросту біомаси мулу в порівнянні з приростом її в звичайних аеротенках. Не встановлена суть впливу підвищених концентрацій розчиненого кисню на ферментативну активність бактеріальної клітини, не достатньо даних по мікробіологічній характеристиці активного мулу окситенків тощо.

Національний університет водного господарства та природокористування

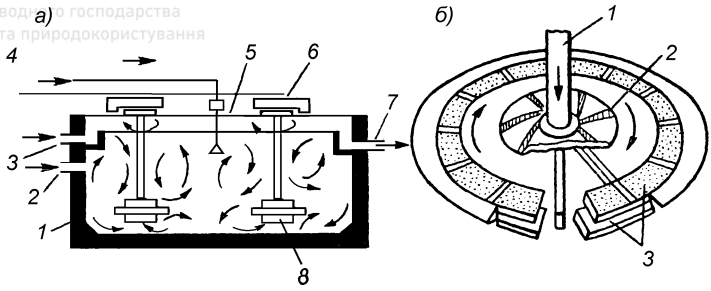


Рис. 10.51. Окситенк системи «Марокс»:
а) - загальний вигляд: 1 - резервуар; 2 - подача рециркуляційного мулу; 3 - подача стічний вод; 4 - подача кисню; 5 - датчик розчиненого кисню; 6 - приводи дифузорів; 7 - відведення мулової суміші у вторинні відстійники; 8 - дифузор; б) - дифузор, що обертається: 1 - вал з отвором; 2 - лопатки для перемішування; 3 - пористі пластини

Розрахунок окситенків здійснюється за тими самими формулами, які використовуються при розрахунку звичайних аеротенків. При цьому доза мулу в окситенках приймається рівною a_i =5-12 г/л, концентрація розчиненого кисню C_o = 6-12 мг/л, муловий індекс зменшується в 1,3-1,4 рази, а коефіцієнт приросту мулу складає K_g = 0,25 [10, 15].

10.8.4. Шахтні і вежні аеротенки

Шахтний аеротенк, який був вперше запропонований англійською фірмою ICI, являє собою свердловину чи шахтний ствол глибиною 30-150 м і діаметром 0,25-10 м. У шахту опущена труба, яка ділить простір шахти на зону з низхідним (центральна труба) і зону з висхідним (міжтрубний простір) рухом рідини (рис. 10. 52). При запуску аеротенка в роботу на глибині 20-30 м у зону з висхідним рухом рідини компресором подається повітря. Завдяки ерліфтному ефекту в шахті виникає циркуляція рідини. При швидкості руху рідини в низхідному потоці більше 0,8 м/с у центральну трубу компресором починають подавати повітря в кількості не більшій 30 % від витрати рідини, що гарантує транспортування бульбашок повітря до дна шахти. По мірі просування потоку вниз шахти відбувається збільшення гідростатичного тиску і, як наслідок цього, розчинення повітря в муловій суміші. На будь-якій глибині шахти ступінь насичення рідини киснем буде відповідати гідростатичному тиску у даній точці. У висхідному ж потоці по мірі зменшення тиску відбувається виділення пухирців повітря з розчину.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

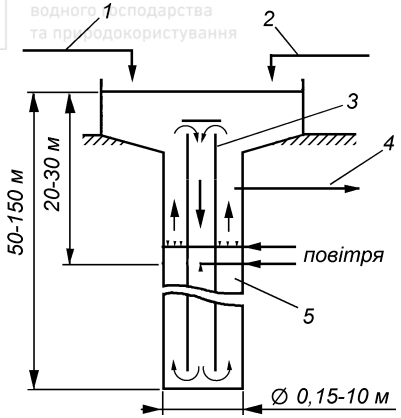


Рис. 10.52. Шахтний аеротенк із ерліфтною циркуляцією:
1 - подача стічних вод; 2 - зворотний активний мул; 3 - центральна труба; 4 - відвід мулової суміші; 5 - міжтрубний простір

При підвищених концентраціях розчиненого кисню в шахтному аеротенку можна підтримувати концентрації активного мулу до 20 г/л. Завдяки цьому різко зростає окислювальна потужність споруди, яка перевищує окислювальну потужність звичайних аеротенків у 2-5 разів. За рахунок високого ступеня використання кисню, який досягає 50-70 %, різко зменшуються енергоємність процесу очистки. Підвищені концентрації розчиненого кисню зумовлюють зростання швидкості окислення забруднень, а значить скорочується тривалість очистки, зменшується об'єм споруд і зайняті ними площі. Як і в окситенках, спостерігається значно менший (до 50 %) приріст мулу; активний мул має низький муловий індекс. Однак шахтні аеротенки мають і суттєві недоліки, до яких можна віднести необхідність застосування компресорів для циркуляції мулової суміші та її насичення киснем, висока вартість будівництва (особливо у скельних породах), підвищені вимоги до герметичності й довговічності шахт, труднощі розділення мулової суміші у звичайних відстійниках.

Вперше в колишньому СРСР дослідження шахтних аеротенків були розпочаті в УІІВГ у 1979 році під керівництвом проф. О.П.Сіньова. В результаті була запропонована конструкція шахтного аеротенка з насосною циркуляцією, подачею повітря через водоповітряний ежектор і флотаційним розділенням мулової суміші (рис. 10.53). Ефективність очистки міських стічних вод за цією технологією характеризується високою окислювальною потужністю аеротенка - до 3,8 кг $БПК_5$/($м^3$.добу), високим ступенем використання кисню (більше 70 %), високою окислювальною спроможністю системи аерації 1-1,5кг O_2/($м^3$.год) і її високою ефективністю - до 4 кг O_2/(кВт.год) [26]. При цьому шахтні аеротенки можуть використовуватись як самостійні споруди в режимі неповної чи повної біологічної очистки, а також у режимі продо-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

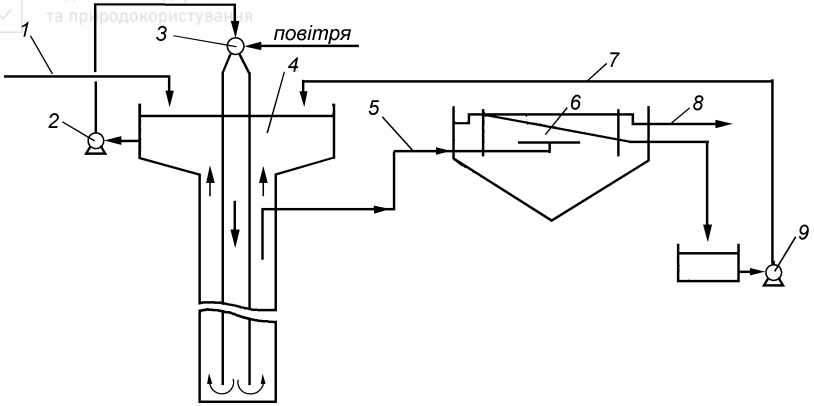


Рис. 10.53. Шахтний аеротенк з насосною циркуляцією:
1 - подача стічних вод; 2 - циркуляційний насос; 3 - водоповітряний ежектор; 4 - шахтний аеротенк; 5 - мулова суміш; 6 - флотаційний муловідокремлювач; 7 - рециркуляційний ак-тивний мул; 8 - очищені стічні води; 9 - насос

вженої аерації, чи використовуватись як перший ступінь біологічної очистки перед аеротенками-витиснювачами або біофільтрами.

На відміну від шахтних аеротенків, вежні (колонні) аеротенки споруджуються вище рівня землі й можуть мати висоту 15-30 м та діаметр 2-26 м. Прикладом вежного аеротенка (рис. 10.54) є сталевий критий аеротенк фірми «Баєр» (ФРН). Завдяки підвищеній розчинності кисню при висоті зони аерації до 30 м кількість повітря, що подається, у 2-3 рази менша, ніж у звичайному аеротенку з пневматичною аерацією [27]. Подача повітря в аеротенк здійснюється за допомогою великої кількості водоповітряних ежекторів оригінальної конструкції, що виготовляються з пластмаси чи стійких до корозії матеріалів. При монтажу кожні чотири ежектори об'єднуються з таким розрахунком, щоб

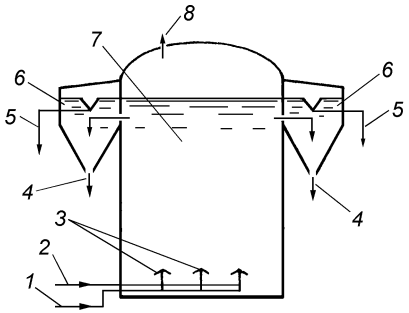


Рис. 10.54. Вежний аеротенк фірми «Баєр»:
1 - подача стічних вод; 2 - подача повітря; 3 - водоповітряні ежектори; 4 - рециркуляційний активний мул; 5 - очищені стічні води; 6 - вторинний відстійник; 7 - зона аерації; 8 - відведення повітря

один ежектор припадав на 1-2 м^2 поверхні дна аеротенка. При цьому водоповітряна струмина направляється в сторону дна по дотичній, що створює обертовий рух мулової суміші в плані аеротенка для запобігання випаданню активного мулу на пласке дно аеротенка.

На жаль не дивлячись на суттєві переваги, властиві шахтним і вежним аеротенкам, вони не знайшли широкого застосування у вітчизняній практиці.

10.8.8. Компактні установки заводського виготовлення

Компактні установки заводського виготовлення використовуються для очистки стічних вод невеликих населених пунктів чи окремо розташованих об'єктів. Як правило, вони являють собою зварну металеву конструкцію із спеціальним антикорозійним покриттям. У залежності від розмірів установки вона може транспортуватись до місця встановлення в готовому вигляді, чи збиратись там із окремих елементів. Окрім власне компактної установки, в комплекс очисних споруд входить виробничо-допоміжна будівля, в якій розміщуються повітродувки та хлораторна. При прив'язуванні проекта до складу очисних споруд додатково включаються решітка, контактний резервуар, мулові майданчики тощо.

У більшості випадків компактні установки являють собою аеротенки-відстійники, які працюють без первинного освітлення стічних вод у режимі продовженої аерації з мінералізацією активного мулу, що значно спрощує експлуатацію очисних споруд.

У вітчизняній практиці найбільшого поширення набули компактні установки типу КУ, БІО і КУО.

Компактні установки заводського виготовлення типу КУ призначені для повної біологічної очистки стічних вод з $БПК_{повн}$ до 375 мг/л і концентрацією завислих речовин до 325 мг/л в режимі продовженої аерації (установки КУ-12, -30, -60, і -120) чи в режимі з аеробною стабілізацією надлишкового активного мулу (КУ-200) (табл. 10.12).

В установці КУ-12 стічні води проходять решітку й надходять у зону аерації, де піддаються біологічній очистці активним мулом (рис. 10.55). Далі через систему перегородок мулова суміш надходить у зону відстоювання. Очищені стічні води збираються в лоток і відводяться з установки, а активний мул через нижню щілину відстійника знову надходить у зону аерації. Подача повітря в зону аерації здійснюється за допомогою поверхневого роторного аератора діаметром 500 мм, який занурюється в мулову суміш на глибину 5-15 см і обертається з частотою 90 хв$^{-1}$. Електродвигун і редуктор механічного аератора кріпляться на кронштейнах з боку установки.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.12

Технічна характеристика установок типу КУ [28]

Показники	КУ-12	КУ-30	КУ-60	КУ-120	КУ-200
Продуктивність, $м^3$/добу	12	30	60	120	200
Максимальна витрата стічних вод, $м^3$/год	1,5	3,75	7,5	15,0	25,0
Габаритні розміри, мм :	2750	3450	3450	3450	3200
висота	5100	2350	4350	8350	12700
довжина	3060	6350	6350	6350	6350
ширина					
Об'єм, $м^3$:					
зони аерації	12,0	29	58	116	90
зони відстоювання	3,0	2,5	5,0	10,0	35
зони аеробної стабілізації					45

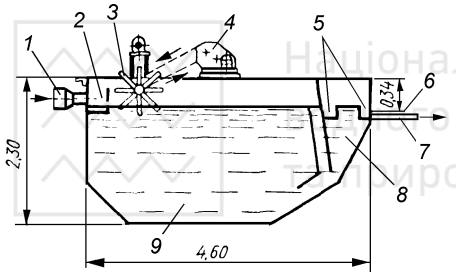


Рис. 10.55. Установка КУ-12 продуктивність 12 $м^3$/добу: 1 - подача стічних вод; 2 -розподільний лоток; 3 - аератор; 4 - привід аератора; 5 - водозбірні лотки; 6 - рівень землі; 7 - випуск стічних вод; 8 - зона від-стоювання; 9 - зона аерації

Установка КУ-200 (рис. 5.56) виконана у вигляді металевої ємності, поділеної на три зони: аерації, вторинного освітлення та аеробної стабілізації надлишкового активного мулу. Одна секція компактної установки має продуктивність 200 $м^3$/добу. На очисних спорудах продуктивністю 400 і 700 $м^3$/добу монтуються відповідно дві чи три секції. Кожна секція установки поставляється заводом у вигляді окремих блоків. Після влаштування залізобетонної основи здійснюється монтаж блоків, зварювання і влаштування антикорозійного покриття.

Перед надходженням на установку стічні води проходять решітки і без первинного освітлення надходять в аеротенк, який за режимом роботи може бути віднесений до аеротенків-змішувачів. Через затоплені вікна мулова суміш надходить з аеротенка в зону освітлення вторинного відстійника. Освітлені стічні води збираються лотками й відводяться з установки. Зворотний активний мул ерліфтами перекачується в аеротенк із приямків відстійника. Періодично включаються ерліфти, які перекачують надлишковий активний

мул в аеробний стабілізатор, де він стабілізується протягом декількох діб, ущільнюється й далі зневоднюється на мулових майданчиках.

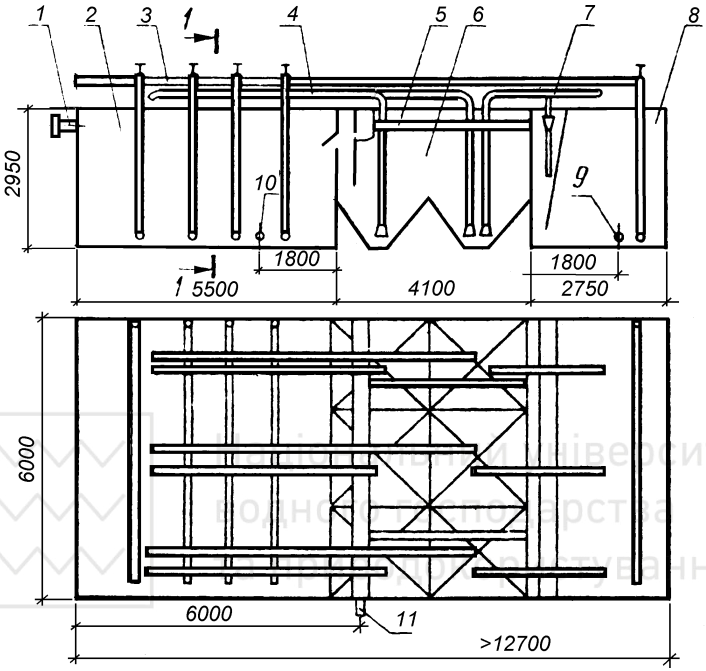


Рис. 10.56. Установка КУ-200 продуктивністю 200 м^3/добу:
1 - подача стічних вод; 2 - аеротенк; 3 - система аерації; 4 - ерліфт рециркуляційного активного мулу; 5 - збірний жолоб; 6 - вторинний відстійник; 7 - ерліфт для видалення плаваючих речовин; 8 - аеробний стабілізатор; 9 - випуск мулу; 10 - відвід очищених стічних вод

Установка типу БІО являє собою аеротенк-відстійник, який працює в режимі продовженої аерації (тривалість аерації стічних вод становить біля 24 год). До 1992 р. випускались установки БІО-25, БІО-50 і БІО-100, які монтувались із торцевих і середніх секцій (рис. 10.57). Для об'єктів із витратою стічних вод 200 м^3/добу передбачається паралельна робота двох установок БІО-100. У подальшому були розроблені установки БІО-25Т і БІО-50Т, що складаються з однієї типової секції, яка вміщується в залізничному вагоні. Головні технічні характеристики установок БІО наведені у табл. 10.13.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

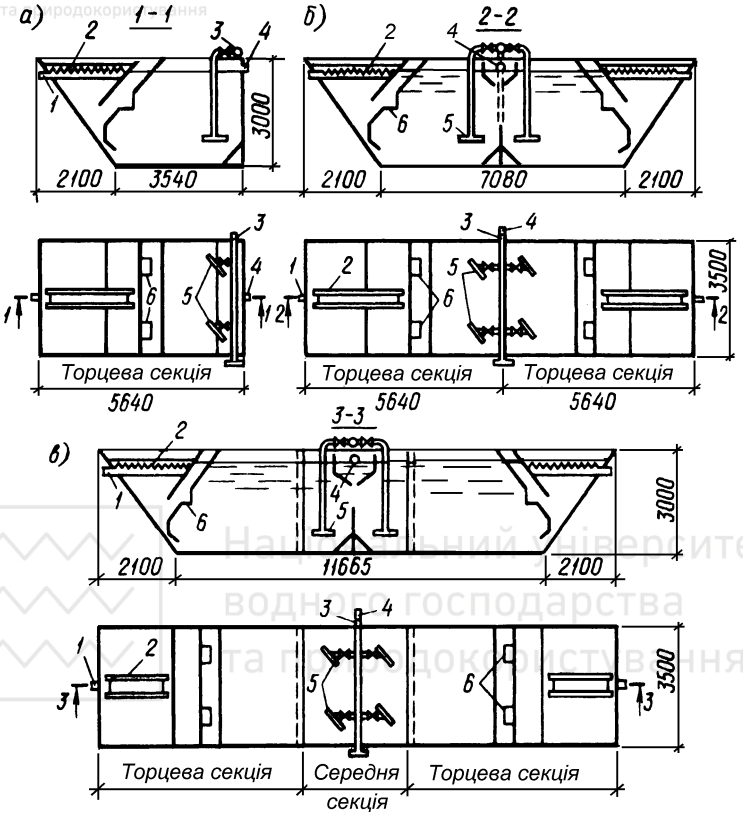


Рис. 10.57. Аеротенки-відстійники типу БІО-25 (а), БІО-50 (б), БІО-100 (в):
1 - очищені стічні води; 2 - зубчастий водозлив; 3 - подача повітря; 4 - подача стічних вод; 5 - аератори із дірчастих труб; 6 - регульовані отвори

Практика експлуатації компактних установок типу КУ і БІО виявила деякі їх суттєві недоліки, до яких слід віднести незадовільну роботу в умовах нерівномірного надходження очищуваних стічних вод, випадання піску в аеротенках, низьку надійність повітродувного обладнання [29].

Із закордонних компактних установок, які працюють у режимі продовженої аерації, найбільш відомий аеротенк-відстійник «Рейтед аерейшен» (США). У цій установці очищувані стічні води проходять послідовно решітку-дробарку, камеру аерації, камеру відстоювання, збираються в лоток із зубчастим водозливом і скидаються у водойму (рис. 10.58). Подача в аеротенк повітря здійснюється компресором через купольні дрібнобульбашкові аера-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.13

Технічні характеристики установок типу БІО [29]

Показники	БІО-25	БІО-50	БІО-100	БІО-25Т	БІО-50Т
Продуктивність, $м^3$/добу	15-35	40-75	80-150	15-35	30-70
Розміри у плані, м	5,6х3,5	11,2х3,5	16,1х3,5	6,0х3,2	11,6х3,2
Висота, м	3,0	3,0	3,0	2,5	2,5
Об'єм, $м^3$: аеротенка	28	56	97,4	19	38
відстійника	10,5	21	21,0	7	14
Маса, т	5,3	9,25	11,9	3,8	6,7
Встановлена потужність, кВт	7,3	9,7	17,6	7,3	9,7
Навантаження по забрудненням, кг $БПК_5$/добу	5-11	10-22	17,5-39	3,5-7	7-14

тори. За допомогою шарнірного сполучення аератори можна повністю виймати з води для огляду й очистки без перерви в роботі аеротенка. Повітря від компресора подається також у ерліфт рециркуляційного активного мулу.

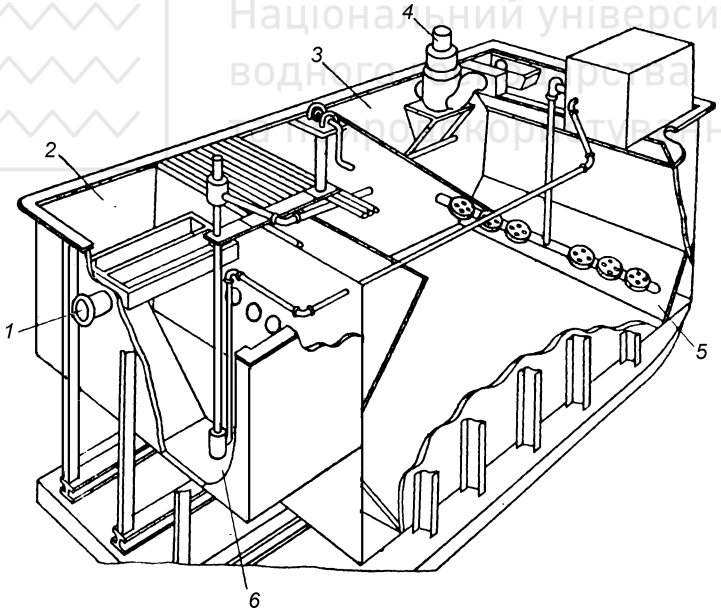


Рис. 10.58. Компактна установка «Рейтед аерейшн»:
1 - очищені стічні води; 2 - зона відстоювання; 3 - камера аерації; 4 - решітка - дробарка; 5 - аератори; 6 - ерліфт рециркуляційного активного мулу

За аналогічною схемою працює англійська установка «Байоджест» у якій стиснене повітря надходить в камеру аерації по гнучких пластмасових трубках. Установка «Байоджест» рекомендується для населених пунктів із населенням 200-250 мешканців. До аеротенків-відстійників можна віднести також установки «Оксиджест», «Діапак», «Біоклар» і інші [17,30].

Останнім часом за кордоном почали широко використовуватись компактні установки, які крім повної біологічної очистки стічних вод забезпечують ще й глибоке вилучення сполук азоту і фосфору. До таких установок відносяться установки «Біоніт», «Аква-М», BIOTAL, установки фірми «Решетілов і К°» й інші [31].

10.9. Розрахунок аеротенків

Кінцевою метою розрахунку аеротенків є визначення їх об'ємів і витрати повітря, необхідних для досягнення потрібного ступеня очистки, а також об'єму надлишкового активного мулу, який утворюється в процесі очистки та підлягає постійному виведенню з аеротенків.

З моменту виникнення способу біологічної очистки стічних вод активним мулом відбувалося постійне вдосконалення конструкцій аеротенків і накопичення знань, систематизація й узагальнення результатів численних експериментальних досліджень і спостережень за роботою діючих очисних споруд з аеротенками. Розроблялися теоретичні концепції і математичні моделі процесів, що дозволяють пояснити складний комплекс явищ, які відбуваються в аеротенках, і сформулювати основні закономірності, яким підкоряється емпіричний матеріал. Іншими словами, йшло постійне вдосконалення як самих аеротенків, так і методів їх розрахунку. Цей процес нерозривно зв'язаний з іменами К.Н.Королькова, Н.А.Базякіної, Ц.І.Роговської, С.В.Яковлєва, Т.О.Карюхіної, І.В.Скірдова, Л.І.Гюнтер, В.Н.Швєцова, А.О.Бондарєва й ін., а також зарубіжних дослідників - Еккенфельдера, Годі, Маккіні і Лоуренса-Маккарті й ін.

У підході до розрахунку аеротенків сформувалися два напрямки: використання суто емпіричних залежностей і описування закономірностей біохімічного окислення на основі класичних уявлень ферментативної кінетики. Останньому напрямку нині віддають більшу перевагу, бо він базується на теоретичних закономірностях сучасної біохімії та мікробіології, дозволяє глибше розкрити механізм біохімічних процесів очистки і підійти до створення узагальненого методу розрахунку різноманітних типів аеротенків.

У вітчизняній практиці до 1974 року розрахунок аеротенків здійснювався за СНиП II-Г.6-62, в основі якого лежав емпіричний спосіб розрахунку аеротенків К.Н.Королькова. У наступному СНиП II-32-74 в основу був покладений також емпіричний, так званий узагальнений метод розрахунку аеротен-

ків, створений у Московському інженерно-будівельному інституті і НДІ ВОДГЕО. У новому СНиП 2.04.03-85 розрахунок аеротенків здійснюється на основі рівнянь ферментативних реакцій.

10.9.1. Визначення об'єму аеротенків за СНиП 2.04.03-85

Вибір типу аеротенка (аеротенк-витиснювач, аеротенк-змішувач, аеротенк з розосередженим впуском стічних вод) і режиму його роботи (з регенерацією активного мулу або без неї) здійснюється, виходячи з характеру очищуваних стічних вод (природи окислюваних забруднень, їх концентрації, режиму надходження й витрати стічних вод) та необхідного ступеня їх очистки. Згідно СНиП 2.04.03-85 аеротенки-витиснювачі рекомендується застосовувати при відсутності залпових надходжень токсичних речовин, а також на другому ступені двоступінчастих схем. Регенерацію активного мулу слід передбачати при $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод більше 150 мг/л, а також в разі присутності в стічних водах шкідливих виробничих домішок.

Об'єм аеротенків визначається за витратою стічних вод, що надходять на очистку, і тривалістю їх перебування в аеротенках (її називають також періодом чи тривалістю аерації). Враховуючи той факт, що тривалість аерації вимірюється годинами (за діючим СНиП 2.04.03-85 вона не повинна бути менше 2 годин), при розрахунку об'єму аеротенків користуються середньогодинною витратою за період, рівний за тривалістю періоду аерації, протягом якого надходить максимальна від добової витрати кількість стічних вод. Зазвичай розрахункову витрату визначають за таблицями або графіками погодинного притоку протягом доби, які відповідають загальному коефіцієнту нерівномірності притоку стічних вод.

Період аерації є функцією одночасного впливу таких чинників, як вхідна та залишкова концентрації забруднень у стічних водах, доза мулу в споруді, швидкість окислення забруднень активним мулом, режим роботи й гідродинамічні умови в аеротенку тощо.

Визначення періоду аерації за СНиП 2.04.03-85 здійснюється за питомою швидкістю окислення забруднень, яка є функцією умов здійснення процесу. Питома швидкість окислення забруднень визначається за модифікованим рівнянням бісубстратної ферментативної реакції, що враховує вплив продуктів метаболізму активного мулу [32].

Питома швидкість окислення забруднень, у мг $БПК_{повн}$ на 1 г беззольної речовини активного мулу, при температурі 15 °С складає

$$\rho = \rho_{\max} \frac{L_{ex}}{L_{ex}C_o + K_l C_o + K_o L_{ex}} \cdot \frac{1}{1 + \varphi a_i}, мг/(г.год), \qquad (10.28)$$

Національний університет водного господарства та природокористування

де $\rho_{\max}$ - максимальна швидкість окислення забруднень, яка становить для міських стічних вод 85 мг $БПК_{повн}$/(г.год); C_o - концентрація розчиненого кисню, мг/л; L_{ex} - $БПК_{повн}$ очищених стічних вод, мг/л; K_l - константа, що характеризує властивості органічних домішок стічних вод, яка для міських стічних вод становить 33 мг $БПК_{повн}$/л; K_o - константа, що характеризує вплив кисню, яка складає для міських стічних вод 0,625 мг O_2/л; φ - коефіцієнт інгібування продуктами розпаду активного мулу, який становить для міських стічних вод 0,07 л/г; a_i - доза мулу, г/л.

Рівняння (10.28) справедливе також і для виробничих стічних вод за умови, що для кожного виду стічних вод константи $\rho_{\max}, K_l, K_o, \varphi$ визначаються експериментальним шляхом. Для стічних вод деяких виробництв значення вказаних констант наведені в таблиці 40 СНиП 2.04.03-85.

Питома швидкість окислення забруднень визначається в розрахунку на беззольну речовину, тобто мірою біомаси мулу вважають беззольну речовину мулу, що, звичайно, є припущенням. Як відомо, беззольна частина мулу характеризує біомасу не зовсім точно, оскільки клітинна речовина бактерій та найпростіших має власну зольність (5-7 %) і, крім того, у беззольній частині мулу можуть бути присутніми сторонні органічні речовини, які не є субстанцією клітини. Очевидно також, що дві однакові біомаси мулу аж ніяк не означають рівність числа живих організмів і їх метаболічної активності. Однак на сьогоднішній день не має кращої і більш простої для практики міри біомаси, ніж беззольна речовина активного мулу, а тому і питома швидкість окислення визначається саме по відношенню до цього показника.

Визначення об'єму аеротенків-змішувачів без регенераторів. Як відомо, швидкість окислення забруднень в аеротенках-змішувачах є однаковою у всіх точках споруди і може бути визначена за рівнянням (7.28). Тому період аерації стічних вод в аеротенках-змішувачах можна просто визначати за наступною формулою, яка увійшла в СНиП 2.04.03-85

$$t_{atm} = \frac{L_{en} - L_{ex}}{a_i(1-s)\rho}, год, \qquad (10.29)$$

де L_{en} - $БПК_{повн}$ стічних вод, що надходять в аеротенк, мг/л; s - зольність мулу, частка одиниці, яка для міських стічних вод приймається рівною 0,3; a_i - доза мулу, г/л;

Як слідує з рівняння (10.29), із збільшенням дози мулу зменшується тривалість аерації стічних вод. Однак при цьому доза мулу повинна бути такою, щоб забезпечити необхідну якість освітлення очищеної стічної води у вторинних відстійниках, і визначатись оптимізаційним розрахунком. Практи-

ка показує, що при нормальній роботі вторинних відстійників оптимальне значення дози мулу a_i складає: 3 г/л - для аеротенків-змішувачів без регенераторів, 2-3,5 г/л - для аеротенків-змішувачів із регенераторами, 3-5 г/л - для аеротенків-витиснювачів без регенераторів і 3,5-4,5 г/л - для аеротенків-витиснювачів із регенераторами.

Відомо, що седиментаційна здатність мулу характеризується муловим індексом, який залежить від навантаження на мул, а отже і від дози мулу в аеротенку. Визначення мулового індексу, який відповідає прийнятій дозі мулу, СНиП 2.04.03-85 рекомендується здійснювати методом ітерацій (поступового наближення). Для цього одночасно із дозою мулу апріорно приймається значення мулового індексу j_i, яке після розрахунку аеротенка уточнюється за таблицею 41 СНиП 2.04.03-85 (табл. 10.14) в залежності від знайденого навантаження на активний мул, вираженого в мг $БПК_{повн}$ на 1 г беззольної речовини мулу за добу

$$q_i = \frac{24(L_{en} - L_{ex})}{a_i(1-s)t_{at}}. \qquad (10.30)$$

Якщо отримане значення j_i відрізняється від прийнятого попередньо, то розрахунок аеротенків повторюють при цьому значенні до співпадання прийнятого й отриманого значень J_i.

Оскільки на швидкість окислення крім чинників, зазначених в рівнянні (10.28), впливає також і температура, то це враховується шляхом множення тривалості аерації при температурі 15 °С на відношення $15 / T$ (де T - середньорічна температура стічних вод). Вплив таких чинників, як pH і наявність біогенних елементів, не враховується, оскільки припускається, що вони підтримуються на належному рівні.

Таблиця 10.14

Залежність мулового індексу від навантаження на мул для міських стічних вод

Муловий індекс J_i, $см^3/г$, при навантаженні на мул q_i, мг/(г.добу)					
100	200	300	400	500	600
130	100	70	80	95	130

Необхідний об'єм аеротенків-змішувачів без регенераторів визначається за розрахунковою витратою та тривалістю аерації без врахування витрати зворотного активного мулу, адже його змішування із стічними водами, що надходять на очистку, призводить до пропорційного зниження вхідної концентрації забруднень, практично не змінюючи загального навантаження на активний мул,

Національний університет водного господарства та природокористування

$$W = t_{atm} Q, м^3. \quad (10.31)$$

Витрата зворотного активного мулу при цьому враховується лише при розрахунку відповідних комунікацій.

Визначення об'єму аеротенків-витиснювачів без регенераторів. Згідно СНиП 2.04.03-85 режим витиснення в аеротенках забезпечується при співвідношенні довжини коридорів до ширини більше 30.

Швидкість окислення забруднень в аеротенках-витиснювачах зменшується по довжині аеротенка пропорційно зменшенню БПК стічних вод. При цьому необхідно враховувати, що початкова БПК L_{mix} повинна визначатись з урахуванням розбавлення стічних вод рециркуляційним активним мулом

$$L_{mix} = \frac{L_{en} Q + L_{ex} Q_r}{Q + Q_r},$$

чи

$$L_{mix} = \frac{L_{en} + L_{ex} R_i}{1 + R_i}, мг / л. \quad (10.32)$$

де R_i - ступінь рециркуляції активного мулу.

За СНиП 2.04.03-85 період аерації в аеротенках-витиснювачах без регенераторів визначається за рівнянням, отриманим після інтегрування рівняння (10.28) в межах від L_{mix} до L_{ex}, год

$$t_{atv} = \frac{1 + \varphi a_i}{\rho_{\max} C_o a_i (1 - s)} \left[(C_o + K_o)(L_{mix} - L_{ex}) + K_l C_o \ln \frac{L_{en}}{L_{ex}} \right] K_p, \quad (10.33)$$

де K_p - коефіцієнт, що враховує вплив поздовжнього перемішування (приймається рівним 1,5 при біологічній очистці до L_{ex} = 15 ммг/л і 1,25 при L_{ex} > 30 мг/л).

Об'єм аеротенків-витиснювачів при цьому буде складати

$$W = t_{atv} (1 + R_i) Q, м^3. \quad (10.34)$$

Визначення об'єму аеротенків з регенераторами. При очистці стічних вод в аеротенках без регенераторів ($L_{en} <$ 150 мг/л) швидкості вилучення забруднень із води та їх окислення активним мулом приблизно рівні. Тобто процеси вилучення забруднень (сорбції) та їх окислення (іншими словами, відновлення здатності активного мулу до переробки нових порцій забруднень стічних вод), які починаються одночасно в момент контакту активного мулу із стічними водами, завершуються також практично одночасно. Інша картина спостерігається при очистці більш концентрованих стічних вод

Національний університет
та природокористування

($L_{en} > 150$ мг/л), коли вилучення забруднень із води йде з більшою швидкістю і в момент його завершення основна маса забруднюючих речовин ще не піддалася окисленню. У цьому випадку біологічну очистку здійснюють в аеротенках із регенераторами, і об'єм власне аеротенка визначається швидкістю сорбції, а загальний об'єм системи «аеротенк-регенератор» - швидкістю окислення забруднень стічних вод активним мулом. При цьому загальний час переробки забруднень t_o у системі «аеротенк-регенератор» складається з двох величин - часу перебування суміші стічної води з мулом в аеротенку t_{at} і часу перебування мулу в регенераторі t_r, тобто

$$t_o = t_{at} + t_r, \tag{10.35}$$

де

$$t_{at} = \frac{W_a}{Q + Q_r}, год \text{ і } t_r = \frac{W_r}{Q_r}, год, \tag{10.36}$$

де W_a і W_r - об'єм відповідно аеротенка і регенератора, м^3; Q і Q_r - витрати відповідно очищуваних стічних вод і рециркуляційного активного мулу, м^3/год.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Тривалість процесу окислення забруднень t_o буде визначатись співвідношенням між масою забруднень, яка надходить в аеротенк за одиницю часу і підлягає вилученню $Q(L_{en} - L_{ex})$, і масою забруднень, яка за саме цей період може бути вилучена активним мулом, що надходить в аеротенк із регенератора $Q_r a_r (1 - S)\rho$, тобто

$$t_o = \frac{Q(L_{en} - L_{ex})}{Q_r a_r (1 - S)\rho} = \frac{L_{en} - L_{ex}}{R_i a_r (1 - S)\rho}, год. \tag{10.36}$$

При цьому швидкість окислення забруднень активним мулом знаходиться за рівнянням (10.28) при дозі мулу a_r, яка визначається за формулою (10.19). У СНиП 2.04.03-85 для визначення a_r наведена інша формула, яка, на думку авторів, краще враховує реальні умови видалення зворотного активного мулу із вторинних відстійників

$$a_r = a_i \left(\frac{1}{2R_i} + 1 \right), г / л. \tag{10.37}$$

Час, необхідний для вилучення забруднень (тривалість перебування стічних вод у власне аеротенку), знаходять із емпіричної формули, запропонованої Т.О.Карюхіною для міських стічних вод,

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$t_{at} = \frac{2{,}5}{\sqrt{a_i}} \lg \frac{L_{mix}}{L_{ex}}, год. \quad (10.38)$$

Знаючи час t_o і t_{at}, можна визначити необхідну тривалість регенерації $t_r = t_o - t_{at}$ і, отже, необхідний об'єм аеротенків і регенераторів:

$$W_{at} = t_{at}(1 + R_i)Q, м^3, \quad (10.39)$$

$$W_r = t_r R_i Q, м^3. \quad (10.40)$$

Відношення об'єму регенераторів до сумарного об'єму аеротенків і регенераторів, виражене у відсотках («відсоток регенерації»),

$$r = \frac{W_r}{W_{at} + W_r}.100, \%, \quad (10.41)$$

визначають для конструктивного оформлення аеротенків з регенерацією, тобто розділення об'ємів власне аеротенка та регенератора, для організації найбільш раціонального розташування комунікацій, що підводять до них стічні води й активний мул і відводять мулову суміш у вторинні відстійники. При проектуванні коридорних аеротенків значення r враховують при розподілі коридорів між аеротенком і регенератором.

Загальний об'єм системи «аеротенк-регенератор»

$$W = t_{at}(1 + R_i)Q + t_r R_i Q, м^3, \quad (10.42)$$

буде мінімальним при найменшому можливому значенні ступеня рециркуляції R_i, який визначається за формулою (формула справедлива при $J_i < 175$ см^3/г і a_i до 5 г/л)

$$R_i = \frac{a_i}{\frac{1000}{J_i} - a_i}, \quad (10.43)$$

де J_i - муловий індекс, см^3/г,

Для забезпечення працездатності систем видалення ущільненого мулу з вторинних відстійників СНиП 2.04.03-85 встановлює мінімальні значення R_i: 0,3 - для відстійників із мулососами, 0,4 - для відстійників із мулоскребами і 0,6 - при самопливному видаленні мулу.

Як і при розрахунку аеротенків без регенераторів, розрахунок аеротенків із регенераторами повторюють, якщо значення мулового індексу J_i, отримане за таблицею 41 СНиП 2.04.03-85 (табл. 10.14), не відповідає прийнятому апріорно на початку розрахунку. При цьому навантаження на активний

Національний університет водного господарства та природокористування

мул визначається за формулою (10.30) за середніми в системі «аеротенк-регенератор» значеннями дози мулу та тривалості аерації:

$$a_{a-r} = \frac{(1+R_i)t_{at}a_i + R_i t_r a_r}{t_{a-r}}, г/л, \quad (10.44)$$

$$t_{a-r} = (1+R_i)t_{at} + R_i t_r, год. \quad (10.45)$$

Визначення об'єму аеротенків продовженої аерації. Тривалість аерації стічних вод в аеротенках продовженої аерації зазвичай складає 24-48 год, тому їх об'єм визначається за середньогодинною витратою стічних вод

$$W = \frac{(L_{en} - L_{ex})Q_{доб}}{24a_i(1-s)\rho}, год, \quad (10.47)$$

де $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; a_i = 3-4 г/л - доза мулу; s = 0,3 - зольність мулу; ρ = 6 мг/(г.год) - питома швидкість окислення забруднень [10].

При розрахунку аеротенків продовженої аерації слід враховувати, що в них надходять, як правило, неосвітлені стічні води.

Національний університет водного господарства та природокористування

10.9.2. Визначення приросту мулу в аеротенках

Згідно СНиП 2.04.03-85 приріст активного мулу в аеротенках визначається за формулою

$$P_i = 0{,}8C_{cdp} + K_g L_{en}, мг/л, \quad (10.46)$$

де C_{cdp} - концентрація завислих речовин у стічній воді, що надходить в аеротенки, мг/л; K_g - коефіцієнт приросту, який для міських і близьких до них за складом стічних вод складає 0,3.

Кількість надлишкового активного мулу в аеротенках продовженої аерації приймають рівною 0,35 мг на 1 мг знятої $БПК_{повн}$ (у ЦОКах - 0,4 мг/мг).

10.9.3. Розрахунок систем аерації стічних вод в аеротенках

Вибір системи аерації аеротенків здійснюється з урахуванням потужності очисних споруд, техніко-економічної ефективності системи аерації, ступеня її довговічності та надійності в роботі. Розрахунок системи аерації передбачає визначення необхідної кількості повітря (кисню), встановлення розрахункових параметрів його подачі в аеротенки (витрата та тиск), числа

Національний університет
аераторів для забезпечення заданого кисневого режиму і гідродинамічних умов у аеротенку (див. розд. 10.4.5).

10.9.3.1. Визначення витрати кисню при біологічній очистці стічних вод

У загальному випадку в процесі біологічної очистки стічних вод кисень витрачається на окислення органічних речовин, на конструктивний обмін і ендогенну респірацію, на нітрифікацію амонійного азоту, на хімічне окислення домішок, що окислюються киснем, на створення деякого запасу розчиненого кисню в очищених стічних водах.

Потребою в кисні для конструктивного обміну можна знехтувати, оскільки вона повністю покривається запасом кисню вихідних органічних речовин. Домішки, що окислюються хімічним шляхом (наприклад, сірководень, який окислюється до сульфатів, двовалентне залізо, яке окислюється до тривалентного, тощо), у міських стічних водах практично відсутні. При $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод 200-400 мг/л потреба в кисні для створення його запасу в очищених стічних водах складає менше 1 % загальної потреби і тому нею також можна знехтувати.

Витрата кисню на окислення органічних речовин визначається за формулою

$$O_2^1 = a'(L_{en} - L_{ex})Q_{доб}, кг/добу, \quad (10.48)$$

де a' - питома витрата кисню в процесі клітинного синтезу, кг O_2 на 1 кг знятої $БПК_{повн}$; L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, кг/м^3 ; $Q_{доб}$ - витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Витрата кисню на ендогенну респірацію складає

$$O_2^2 = b' \cdot x \cdot a_i \cdot W, кг/добу, \quad (10.49)$$

де b' - коефіцієнт ендогенної респірації, кг O_2 за добу на 1 кг біологічно окислюваної речовини активного мулу; x - біологічно окислювана частина активного мулу, частка одиниці; a_i - доза мулу в аеротенку, кг/м^3; W - об'єм аеротенка, м^3.

Витрата кисню на нітрифікацію амонійного азоту складає

$$O_2^3 = c'(L_{en}^{NH_4} - L_{ex}^{NH_4})Q_{доб}, кг/добу, \quad (10.50)$$

де c' - питома витрата кисню на окислення амонійного азоту, кг O_2 на 1 кг окисленого амонійного азоту; $L_{en}^{NH_4}$ і $L_{ex}^{NH_4}$ - концентрація амонійного азоту відповідно в неочищених і в очищених стічних водах, кг/м^3.

Таким чином, загальна витрата кисню буде складати, кг/добу,

$$O_2 = a'(L_{en} - L_{ex})Q_{доб} + b'.x.a_i.V + c'(L_{en}^{NH_4} - L_{ex}^{NH_4})Q_{доб},$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

чи в перерахунку на 1 м^3 стічних вод

$$O_2' = a'(L_{en} - L_{ex}) + b'.x.a_i.t + c'(L_{en}^{NH_4} - L_{ex}^{NH_4}), кг/м^3, \quad (10.51)$$

де t - тривалість аерації стічних вод, діб.

Із отриманих рівнянь слідує, що витрата кисню на аерацію залежить також і від технологічних параметрів процесу очистки стічних вод. Так, із збільшенням тривалості аерації t (зменшенням навантаження на активний мул), буде зменшуватись значення БПК$_{повн}$ очищених стічних вод L_{ex} і концентрація амонійного азоту $L_{ex}^{NH_4}$. Це означає, що зросте витрата кисню на окислення органічних речовин O_2^1, ендогенну респірацію O_2^2, окислення амонійного азоту O_2^3, а значить і загальна витрата кисню на процес біологічної очистки. Очевидно, що із зменшенням тривалості аерації t (збільшенням навантаження на активний мул) буде зменшуватись і витрата кисню. Таким чином, витрата кисню залежить від того, в якому технологічному режимі здійснюється процес очистки стічних вод - у режимі неповної, повної біологічної очистки чи повної біологічної очистки з нітрифікацією амонійного азоту.

Згідно СНиП 2.04.03-85 кількість кисню, необхідна для біологічної очистки стічних вод, встановлюється за допомогою коефіцієнта q_o - **питомої витрати кисню**, що показує, яка кількість кисню в мг O_2 споживається в розрахунку на 1 мг знятої БПК$_{повн}$

$$q_o = \frac{O_2'}{L_{en} - L_{ex}}, мг/мг. \quad (10.52)$$

Експериментальними дослідженнями встановлено, що добуток $q_o(L_{en} - L_{ex})$ дозволяє з достатнім ступенем точності встановити потребу в кисні для різного ступеня біологічної очистки стічних вод. При неповній біологічній очистці питома витрата кисню q_o може бути прийнята 0,7-0,9 мг/мг, при повній біологічній очистці - 1,0-1,2 мг/мг, а при глибокій мінералізації, а значить і глибокій нітрифікації - 1,5-2,4 мг/мг [33]. У СНиП 2.04.03-85 питома витрата кисню для неповної і повної біологічної очистки прийнята рівною відповідно 0,9 і 1,1 мг/мг. Для аеротенків з продовженою аерацією вона прийнята рівною 1,25 мг/мг, що не враховує витрату кисню на нітрифікацію амонійного азоту.

У закордонній практиці питому витрату кисню q_o визначають в мг на 1 мг знятої БПК$_5$ (табл. 10.15).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.15

Рекомендовані значення питомої витрати кисню, мг O_2 на 1 мг знятої БПК$_5$

Технологічний режим очистки стічних вод	Питома витрата кисню, мг O_2 на 1 мг знятої БПК$_5$			
	[6]	[34]	[9]	[4]
Повна біологічна очистка стічних вод із стабілізацією надлишкового активного мулу	2,2	2,0-2,5	2,5-3,0	1,88
Повна біологічна очистка з частковою стабілізацією надлишкового активного мулу	2			
Повна біологічна очистка з нітрифікацією	2,5		1,8-2,5	1,58
Повна біологічна очистка:			1,2-2,0	
L_{ex}=15 мг/л		2,0-2,5		
L_{ex}=20 мг/л		1,55-2,0		1,12
L_{ex}=25 мг/л	1,5			
Неповна біологічна очистка:			<1,0	
L_{ex}=30 мг/л				0,72
L_{ex}=40 мг/л	1,2			

Національний університет
водного господарства
та природокористування

10.9.3.2. Розрахунок пневматичної системи аерації

Розрахунок системи аерації полягає у визначенні необхідної кількості повітря, що подається в аеротенки. Зазвичай визначається **питома витрата повітря**, тобто кількість повітря в м^3, яку необхідно подати в аеротенки в розрахунку на 1 м^3 очищуваних стічних вод.

Розрахункова формула СНиП 2.04.03-85 для визначення питомої витрати повітря являє собою відношення кількості кисню, необхідного для біологічної очистки 1 м^3 стічних вод, до кількості кисню, який використовується для біологічної очистки з 1 м^3 повітря, що подається в аеротенки

$$q_{air} = \frac{q_o(L_{en} - L_{ex})}{K_1 K_2 K_T K_3 (C_a - C_o)}, м^3 / м^3, \qquad (10.53)$$

де L_{en} і L_{ex} - БПК$_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, мг/л; K_1 - коефіцієнт, що враховує тип аератора; K_2 - коефіцієнт, що враховує глибину занурення аератора; K_T - коефіцієнт, що враховує температуру стічних вод; K_3 - коефіцієнт, що враховує якість стічних вод; C_a - розчинність кисню у воді, мг/л; C_o - середня концентрація кисню в аеротенку, мг/л.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 10.16

Значення K_1 і $J_{a,\max}$

f_{az} / f_{at}	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1
K_1	1,34	1,47	1,68	1,89	1,94	2	2,13	2,3
$J_{a,\max}$, м^3/(м^2.год)	5	10	20	30	40	50	75	100

Таблиця 10.17

Значення K_2 і $J_{a,\min}$

h_a, м	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1	3	4	5	6
K_2	0,4	0,46	0,6	0,8	0,9	1	2,08	2,52	2,92	3,3
$J_{a,\min}$, м^3/(м^2.год)	48	42	38	32	28	24	4	3,5	3	2,5

Коефіцієнт K_1 враховує умови масопередачі кисню у воду в залежності від типу аератора, а точніше - від розміру утворюваних бульбашок повітря. При застосуванні середньобульбашкових і низьконапірних аераторів утворюються крупні бульбашки повітря, а вплив їх розміру на умови масопередачі кисню досить незначний. Тому для цих систем аерації K_1 = 0,75 [10]. Для дрібнобульбашкових аераторів коефіцієнт K_1 є функцією відношення площі аерованої зони f_{az} до площі аеротенка в плані f_{at} (табл. 10.16). При цьому просвіти між окремими аераторами шириною до 0,3 м включаються в площу аерованої зони.

Коефіцієнт K_2 враховує зміну коефіцієнта використання кисню в залежності від глибини занурення аератора (табл. 10.17).

Як вже раніше зазначалося, при збільшенні температури стічних вод зростає коефіцієнт масопередачі кисню, а значить може бути зменшена загальна кількість кисню, що подається в аеротенки. При розрахунку аераторів зміна об'ємного коефіцієнта масопередачі кисню із зміною температури стічних вод враховується коефіцієнтом K_T

$$K_T = \frac{K_{L_a(T)}}{K_{L_a(20)}}. \qquad (10.54)$$

При розрахунку аераторів за СНиП 2.04.03-85 за розрахункову приймається середньомісячна температура води за літній період T_W (розчинність кисню у воді - мінімальна), а значення коефіцієнта K_T визначається за простою емпіричною формулою

Національний університет водного господарства та природокористування

$$K_T = 1 + 0{,}02(T_W - 20). \qquad (10.55)$$

Значення розглянутих вище коефіцієнтів K_1, K_2 і K_T не залежать від якості очищуваних стічних вод і однакові для будь-якого їх складу. При визначенні питомої витрати повітря специфіку стічних вод враховує тільки коефіцієнт K_3, який показує відношення об'ємних коефіцієнтів масопередачі у стічній і водопровідній воді при температурі 20 °С і називається **коефіцієнтом якості води** (див. розд. 10.7).

Значення коефіцієнта якості води встановлюються експериментально. Для міських стічних вод K_3 = 0,85; при наявності СПАР значення K_3 приймається в залежності від співвідношення f_{az} / f_{at} (табл. 10.18). У залежності від виду очищуваних промислових стічних вод значення коефіцієнта K_3 може змінюватись від 0,15 до 3,25 [33]. При відсутності дослідних даних згідно СНиП 2.04.03-85 його приймають рівним K_3 = 0,4.

Таблиця 10.18

Значення коефіцієнта K_3

f_{az} / f_{at}	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1
K_3	0,59	0,59	0,64	0,66	0,72	0,77	0,88	0,99

Національний університет водного господарства та природокористування

У літературі наводяться розрахункові залежності, які дозволяють врахувати вплив на значення коефіцієнта K_3 концентрацій активного мулу та завислих речовин, поверхнево-активних речовин, в'язкості аерованної рідини, речовин, що змінюють поверхневий натяг [12]. Однак перевагу слід віддавати експериментальним даним, які характеризують одночасний вплив зазначених вище чинників.

При визначенні концентрації кисню у воді C_a враховується її зростання при зменшенні розрахункової температури стічних вод T_W, а також при збільшенні глибини занурення аератора h_a. При цьому розрахунок ведеться за середньою концентрацією кисню, яка має місце на половині глибини занурення аератора

$$C_a = \left(\frac{10{,}3 + (h_a / 2)}{10{,}3} \right) C_T, \qquad (10.56)$$

де C_T - розчинність кисню у воді в залежності від температури T_W і атмосферного тиску (приймається за довідковими даними), мг/л; 10,3 - атмосферний тиск, м.вод.стовпа.

НДІ ВОДГЕО запропонована залежність для визначення розчинності кисню у воді в залежності від її температури, солевмісту та глибини занурення аератора [15]

$$C_a = \left(1 + \frac{h_a}{20{,}6}\right)\left(\frac{475 - 26{,}5.C_S}{33{,}5 + T_W}\right), \qquad (10.57)$$

де C_S - солевміст стічних вод, г/л.

Як підкреслювалося раніше (див.розд. 10.7), зниження робочої концентрації кисню в аеротенку призводить до збільшення рушійної сили масопередачі, а значить і до зростання швидкості розчинення кисню. Однак низькі концентрації розчиненого кисню можуть лімітувати процес біохімічного окислення забруднень стічних вод. СНиП 2.04.03-85 рекомендується середню концентрацію кисню в аеротенку в першому наближенні приймати рівною C_o = 2 мг/л і далі уточнити її значення на основі техніко-економічних розрахунків з урахуванням впливу на швидкість окислення забруднень, а значить і на об'єм аеротенків.

Значення питомої витрати повітря q_{air}, отримане за формулою (10.53), перевіряється за допомогою показника інтенсивності аерації стічних вод, який показує відношення витрати повітря, що подається в аеротенки за одну годину, до площі аеротенків у плані, і визначається за формулою

$$J_a = \frac{q_{air}.H_{at}}{t_{at}}, м^3/(м^2.год). \qquad (10.58)$$

Отримане значення інтенсивності аерації J_a має знаходитись у межах

$$J_{a,\min} \le J_a \le J_{a,\max}. \qquad (10.59)$$

При мінімальному значенні інтенсивності аерації $J_{a,\min}$ забезпечується умова підтримання активного мулу у завислому стані. Згідно СНиП 2.04.03-85 $J_{a,\min}$ визначається в залежності від глибини занурення аератора (табл. 10.17). Максимальне значення інтенсивності аерації $J_{a,\max}$ відповідає максимальній пропускній здатності фільтросних аераторів і становить 100 $м^3/(м^2.год)$ [4].

Якщо отримане значення інтенсивності аерації J_a менше мінімального $J_{a,\min}$, то в цьому випадку можливе осадження активного мулу на дно аеротенка. Для запобігання цьому явищу інтенсивність аерації приймають рівній мінімальній $J_{a,\min}$, для якої за формулою (10.58) визначають нову

Національний університет
та природокористування

розрахункову питому витрату повітря q_{air}. Якщо ж отримане значення J_a перевищує максимальне $J_{a,\max}$, то необхідно збільшити відношення f_{az} / f_{at} і тим самим площу аераторів у плані.

Добову продуктивність повітродувок, які подають повітря в аеротенки, визначають за формулою

$$Q_{air}^{доб} = q_{air} . Q_{доб}, м^3 / добу, \quad (10.60)$$

де $Q_{доб}$ - розрахункова добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

При тривалості аерації стічних вод більше 24 год продуктивність повітродувок визначають за формулою

$$Q_{air}^{год} = \frac{q_{air} \cdot Q_{доб}}{24}, м^3 / год. \quad (10.61)$$

Якщо тривалість аерації стічних вод не перевищує 24 год, то при визначенні годинної продуктивності повітродувок необхідно враховувати нерівномірність надходження стічних вод в аеротенки. У цьому випадку годинна продуктивність повітродувок визначається за середньогодинною витратою стічних вод у години їх максимального притоку в аеротенки.

Витрату повітря, що подається в аеротенки, можна визначити, користуючись так званим **показником використання кисню** K_n, який показує, скільки кисню в грамах переходить у мулову суміш із 1 м^3 повітря, що подається в камеру аерації, в розрахунку на 1 м заглиблення аератора. Значення показника використання кисню наведені в таблиці 10.19.

Таблиця 10.19

Показник використання кисню для різних типів пневматичних аераторів [34]

Тип пневматичного аератора	Показник використання кисню K_n, г O_2/(м^3.м)			
	для чистої води		для умов експлуатації	
	сприятливі умови	середні умови	сприятливі умови	середні умови
Дрібнобульбашковий	12	10	10	8
Середньобульбашковий	7	6	5,5	4,5
Низьконапірний (ІНКА)	9	8	7,5	6,5
Крупнобульбашковий	6	5	4,5	4

Таким чином розрахункова витрата повітря буде складати

$$Q_{air}^{доб} = \frac{q_o (L_{en} - L_{ex}) Q_{доб}}{1000 . K_n . K_T . h_a}, м^3 / добу, \quad (10.61)$$

Національний університет
та природокористування

де K_T - коефіцієнт, що враховує температуру стічних вод; h_a - глибина занурення аератора, м.

Користуючись показником використання кисню K_n, можна визначити значення коефіцієнта використання кисню p. Так, наприклад, для середніх експлуатаційних умов при застосуванні дрібнобульбашкової аерації показник використання кисню складає 8 г O_2/(м^3.м). При глибині занурення аератора 4 м і температурі повітря 20 °С (густина повітря 1,2928 кг/м^3, вміст кисню у повітрі по масі 23,14 %) розрахункове значення коефіцієнта використання кисню складе

$$\frac{8.4.100}{1292,8.0,2314} = 10,7\%.$$

Значення коефіцієнта використання кисню для пневматичних аераторів, розраховані аналогічним чином у межах найчастіше використовуваної в типових проектах глибини занурення аератора 3,2-5 м, наведені в таблиці 10.20. У цій же таблиці наведені значення коефіцієнта використання кисню за літературними даними.

Таблиця 10.20

Значення показника використання кисню для різних типів аераторів

Тип пневматичного аератора	Значення коефіцієнта використання кисню, %		
	розрахункові	за літературними даними	
		[6]	[35,37]
Дрібнобульбашковий	8,6-13,4		10-14
Середньобульбашковий	4,8-7,5	4,5	
Низьконапірний (ІНКА)	7,0-10,9		
Крупнобульбашковий	4,3-6,7	4	4-6

Для розрахунку повітропроводів заздалегідь розподіляють витрати повітря між окремими секціями та коридорами аеротенків, складають схему мережі повітропроводів, встановлюють довжини розрахункових ділянок повітропроводів і витрати повітря, що транспортується по цих ділянках. Вибирають розрахункову гілку повітропроводу, що має найбільшу відстань від повітродувної станції.

Розрахунок повітропроводів полягає у визначенні їх діаметрів і встановленні втрат напору. З метою економії металу необхідно прагнути до зменшення діаметрів труб, але в той же час втрати напору в них не повинні бути занадто великими для запобігання зайвим витратам електроенергії.

Швидкість руху повітря в загальному і розподільному повітропроводах зазвичай приймають рівною 10-20 м/с, а в повітропроводах невеликого діаметру, що подають повітря у фільтросні канали, - 4-10 м/с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Загальні втрати напору в повітропроводі складаються з втрат на тертя по довжині h_{mp} і місцевих опорів $h_м$.

Втрати напору по довжині зручно визначати за таблицями втрат напору у вентиляційних трубопроводах, які складені для температури повітря 20 °С і тиску 0,1 МПа [36]. При цьому враховують стиснення повітря та відповідне підвищення його температури при стисненні.

Для врахування зміни температури повітря при його стисненні до табличних даних вводиться коефіцієнт

$$\alpha_t = (\rho_t / \rho_{20})^{0,852}, \tag{10.62}$$

де ρ_t - густина повітря при розрахунковій температурі T, °С, і тиску 0,1 МПа, кг/м^3; ρ_{20} - густина повітря при розрахунковій температурі 20 °С і тиску 0,1 МПа, кг/м^3.

Значення коефіцієнта α_t наведені в таблиці 10.21. У таблиці 10.22 наведені значення коефіцієнта α_p, який враховує тиск p при визначенні втрат напору в повітропроводі. Таким чином, втрати напору по довжині повітропроводу будуть складати

$$h_{mp} = i l_{mp} \alpha_t \alpha_p, мм, \tag{10.63}$$

де i - табличні втрати напору на одиницю довжини повітропроводу при температурі повітря 20 °С і тиску 0,1 МПа, мм/м; l_{mp} - довжина повітропроводу, м.

Втрати напору на місцеві опори в повітропроводах визначаються за формулою

$$h_м = \zeta \frac{\upsilon^2}{2g} \rho \alpha_t \alpha_p, мм, \tag{10.64}$$

де ζ - коефіцієнт опору [36]; υ - швидкість руху повітря в трубопроводі, м/с.

Таблиця 10.21

Значення коефіцієнта α_t, [36]

T °С	0	+5	+10	+15	+20	+30	+40
α_t	1,07	1,05	1,03	1,02	1	0,98	0,95

Таблиця 10.22

Значення коефіцієнта α_p, [36]

p, МПа	0,1	0,12	0,15	0,17	0,2
α_p	1	1,17	1,41	1,57	1,81

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Густину повітря в залежності від тиску p при цьому визначають за формулою [36]

$$\rho = \frac{1{,}293.p.273}{0{,}1(273+T)}, кг/м^3. \quad (10.65)$$

Сумарне значення втрат напору по довжині та на місцеві опори для найдовшої гілки повітропроводу, не повинно перевищувати 0,3-0,35 м.

Розрахунковий тиск повітря, що подається в систему повітропроводів, складає

$$H_{заг} = h_{тр} + h_м + h_a + H, м, \quad (10.66)$$

де h_a - втрати напору в аераторах, м; H - глибина води в аеротенку (від поверхні до аератора), м.

Втрати напору у фільтросах залежать від швидкості проходу через них повітря. За технічними умовами опір однієї фільтросної пластини при проходженні 6 м^3/год повітря не повинен перевищувати 200 мм. На практиці, як вже вказувалося раніше, опір пластин швидко зростає, тому при визначенні загального напору повітродувки втрати напору у фільтросах слід приймати 500-800 мм вод. ст. При застосуванні середньобульбашкових аераторів і глибині їх занурення більше 3 м втрати напору приймають рівними 150 мм вод. ст. При застосуванні системи низьконапірної аерації втрати напору приймають рівними 15-50 мм вод. ст. [24].

Повний тиск повітря, який повинен створюватись повітродувкою, визначають за формулою

$$P_p = 0{,}1 + 0{,}01 H_{заг}, МПа. \quad (10.67)$$

У повітродувній станції слід встановлювати не менше двох повітродувок - робочу та резервну. Для забезпечення можливості оперативного регулювання подачі повітря в аеротенки під час експлуатації краще встановлювати не менше двох робочих повітродувок. Повітродувки підбирають за каталогом, виходячи із загальних втрат напору і розрахункової витрати повітря.

За сприятливих умов допускається встановлення повітродувок у безпосередній близькості до аеротенків.

10.9.3.3. Розрахунок механічних аераторів

При роботі механічних аераторів у камері аерації утворюється просторовий турбулентний рух, складність якого значно перевищує складність потоку при пневматичній аерації. Математичне описання такого турбулентного руху являє собою складну задачу, рішення якої дуже громіздкі для того, щоб бути основою для інженерних розрахунків. Тому на практиці розрахунок

Національний університет водного господарства та природокористування

механічних аераторів, які випускаються серійно, здійснюється за їх паспортною продуктивністю за киснем.

Паспортна продуктивність механічного аератора за киснем визначається в кг O_2/год у заводських умовах на спеціальному стенді на знекисненій водопровідній воді при температурі 20 °С і нормальному атмосферному тиску.

При відомій продуктивності за киснем $Q_{ма}$ потрібна кількість механічних аераторів визначається за формулою [10]

$$N_{ma} = \frac{q_o (L_{en} - L_{ex}) W}{1000 K_T K_3 \left(\frac{C_a - C_o}{C_a} \right) t_{at} Q_{ма}}, шт, \qquad (10.68)$$

де q_o - питома витрата кисню, кг O_2 на 1 кг знятої $БПК_{повн}$; L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, кг/м^3; W - об'єм аеротенка, м^3; K_T - коефіцієнт, який враховує температуру стічних вод; K_3 - коефіцієнт, який враховує якість стічних вод; C_a - розчинність кисню у воді, мг/л; C_o - середня концентрація кисню в аеротенку, мг/л; t_{at} - тривалість перебування стічних вод в аеротенку, год.

Значення коефіцієнтів q_o, K_T, K_3, C_a, C_o приймаються як для пневматичних аераторів.

Кількість встановлених механічних аераторів повинна забезпечити не тільки подачу в аеротенки потрібної кількості кисню, але й достатнє перемішування мулової суміші для запобігання випаданню активного мулу в осад в окремих зонах аеротенка.

Встановлення поверхневих механічних аераторів із вертикальною віссю обертання здійснюється з урахуванням їх робочих зон, які повинні перекривати в плані весь аеротенк. Як і для пневматичних аераторів, взаємне розміщення механічних аераторів також суттєво впливає на їх роботу, оскільки потік рідини, що створюється аератором, буде впливати на потік рідини, що створюється сусіднім аератором, і буде чи послабляти, чи посилювати його вплив. Тому відстань між аераторами повинна бути такою, щоб їх взаємний вплив один на одного був незначним. Для виключення взаємного впливу аераторів їх слід розміщувати один від одного на відстані діаметра робочої зони. При цьому слід намагатись, щоб зона, яка обслуговується одним аератором, являла собою квадрат у плані.

Відстань від поверхневого аератора з вертикальною віссю обертання до стінок аеротенка повинна дорівнювати половині діаметра робочої зони аератора. При меншій відстані робота аератора значно погіршується внаслідок відбійної хвилі, яка виникає в результаті удару потоків перемішуваної

рідини в стінку аеротенка. Накат відбійної хвилі на аератор викликає його періодичне «захлинання», перевантаження приводу, а значить і прискорений вихід приводу з ладу. Вкрай негативно на роботу аераторів впливає також виключення з роботи одного з них, особливо при їх однорядному розміщенні. У цьому випадку в аеротенку може виникнути поздовжня хвиля, яка, переміщуючись з кінця в кінець аеротенка, може спричинити швидкий вихід із ладу приводів інших аераторів.

При застосуванні механічних поверхневих аераторів із горизонтальною віссю обертання вони повинні забезпечувати швидкість руху мулової суміші, достатню для підтримання активного мулу в завислому стані для даного аераційного резервуару. Так, наприклад, швидкість руху мулової суміші в циркуляційному окислювальному каналі, яка створюється механічним аератором, може бути визначена за формулою 68 СНиП 2.04.03-85.

10.9.3.4. Розрахунок струминних аераторів

Розрахунок струминних аераторів можна виконувати за спрощеною методикою. При цьому розрахункова витрата робочої рідини повинна складати

$$Q_{pp} = \frac{q_o (L_{en} - L_{ex}) Q_{год}}{p.m.K_e}, м^3 / год, \qquad (10.69)$$

де q_o - питома витрата кисню, мг O_2 на 1 мг знятої $БПК_{повн}$; L_{en} і L_{ex} - $БПК_{повн}$ відповідно неочищених і очищених стічних вод, мг/л; m - вміст кисню в атмосферному повітрі, г/м^3; K_e - коефіцієнт ежекції, м^3 повітря на 1 м^3 робочої рідини (m = 1,0-1,5); p - ступінь використання кисню повітря, частка одиниці (p = 0,1-0,15).

Лінійні розміри струминного аератора можна визначити за рекомендованими швидкостями руху робочої рідини, повітря чи водоповітряної суміші у відповідних поперечних перетинах аератора [24].

Література

1. Очистка производственных сточных вод: Учеб. пособие для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов; Под ред. С.В.Яковлева. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1985. - 335 с.
2. Чурбанова И.Н. Микробиология: Учеб. для вузов. - М.: Высш. шк., 1984. - 239 с.

Національний університет

3. Биологическая очистка производственних сточных вод: Процессы, аппараты и сооружения/С.В.Яковлев, И.В.Скирдов, В.Н. Швецов и др.; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1985. - 208 с.
4. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. - М.: Стройиздат, 1980. - 200 с.
5. Предельно допустимые концентрации вредных веществ в воздухе и воде. - 2-е изд., перераб. и доп. - Л.: Химия, 1975. - 456 с.
6. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady. Warszawa, 1974. - 466 с.
7. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, В.И.Калицун. - М.: Стройиздат, 1996. - 591 с.
8. J.Malý, J.Malá. Chemie a technologie vody. Noel 2000, Brno, 1995. - 197 с.
9. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
10. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М.: 1986. - 72 с.
11. Проскуряков В.А., Шмидт Л.И. Очистка сточных вод в химической промышленности. - Л.: «Химия», 1974. - 464 с.
12. Аэраторы для очистки природных и сточных вод/Сивак В.М., Янушевский Н.Е. - Львов: Выща школа. Изд-во при Львов. ун-те, 1984.-124 с.
13. Оборудование водопроводно-канализационных сооружений/А.С.Москвитин, Б.А.Москвитин, Г.М.Мирончик, Р.Г.Шапиро; Под ред. А.С.Москвитина. - М.: Стройиздат, 1979. - 430 с.
14. Эль М.А. и др. Наладка и эксплуатация очистных сооружений городской канализации. - М.: Стройиздат, 1974. - 232 с.
15. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.
16. Попкович Г.С., Репин Б.Н. Системы аэрации сточних вод. - М.: Стройиздат, 1986. - 136 с.
17. Гончарук Е.И., Давиденко А.И., Каминский Я.М., Кигель М.Е., Полищук Ю.С. Малогабаритные очистные сооружения канализации. К.: Будівельник, 1974. - 256 с.
18. Евилевич М.А., Брагинский Л.Н. Оптимизация биохимической очистки сточных вод. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1979. - 160 с.
19. Моделирование аэрационных сооружений для очистки сточных вод/Брагинский Л.Н., Евилевич М.А., Бегачев В.И. и др. - Л.: Химия, 1980. - 144 с.
20. Караваев И.И., Солимани А.В. Струйная аерация сточных вод//Экспресс-информация ЦБНТИ Минводхоза СССР. Сер. 4, вып. 4. М., 1978. - с. 10 - 19.

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет

21. Скирдов И.В., Бредихин А.И., Сальников Б.Ф. Струйные системы аэрации для биологической очистки концентрированных сточных вод/Механическая и биологическая очистка сточных вод и обработка осадков предприятий агропромышленного комплекса. Труды института ВОДГЕО. - М., 1986. - с. 111-121.
22. Сіньов О.П. Інтенсифікація роботи і реконструкція каналізаційних очисних споруд: Навч. Посібник. - К.: ІСДО, 1994. - 136 с.
23. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В.Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
24. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с. - (Справочник проектировщика).
25. Ковальчук В.А., Орлов В.В. Розрахунок аеротенків з нерівномірно-розосередженою подачею стічних вод. / Вісник УДАВГ: Зб. наук. праць, вип. 1, ч. 2. - Рівне: УДАВГ, 1998. - с. 200-202.
26. Хеттлер Фолькер. Технология биологической очистки городских сточных вод в шахтных аэротенках. - Автореф. дис. канд. техн. наук. - Л., 1985. - 24 с.
27. Очистка сточных вод нефтеперерабатывающих заводов/Я.А.Карелин, И.А.Попова, Л.А.Евсеева, О.Я.Евсеева. - М.: Стройиздат, 1982. - 184 с.
28. ГОСТ 25298-82. Установки компактные для очистки бытовых сточных вод. Типы, основные параметры и размеры. - М., 1983. - 7 с.
29. Мочалов И.П., Родзиллер И.Д., Жук Е.Г. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных мест: В условиях Крайнего Севера. - Л., Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1991. - 160 с.
30. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных пунктов/Э.С.Разумовский, Г.Л.Медриш, В.А.Казарян. - 2-е изд., перераб и доп. - М.: Стройиздат, 1986. - 173 с.
31. Афанасьева А.Ф., Сирота М.Н., Савельева Л.С., Эпов А.Н. Очистка хозяйственно-бытовых сточных вод и обработка осадков. - М.: Изд-во «Изограф», 1994. - 96 с.
32. Скирдов И.В., Швецов В.Н., Бондарев А.А.. Основы проектирования и расчета сооружений биологической очистки сточных вод//Труды института ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1983. - с. 5-14.
33. Водоотводящие системы промышленных предприятий: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1990. - 511 с.
34. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние., 1982. - 168 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет водного господарства та природокористування

35. P.Hlavinek, D.Novotný. Intenzifikace čistíren odpadních vod. - Brno, Noel 2000, 1996. - 268 c.
36. Ludwig Hartman. Bioligiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Instalator Polski. Warszawa, 1993. - 272 c.
37. Примеры расчетов канализационных сооружений: Учеб. пособие для вузов/Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов, В.И.Калицун. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1984. - 255 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 11

ВТОРИННІ ВІДСТІЙНИКИ І МУЛОВІДОКРЕМЛЮВАЧІ

Вторинні відстійники є необхідним елементом технологічних схем біологічної очистки стічних вод і розташовуються після біологічних фільтрів чи аеротенків. У першому випадку вони використовуються для затримання надлишкової біологічної плівки, яка виноситься з біофільтрів із очищеними стічними водами, у другому - для розділення мулової суміші та ущільнення затриманого мулу.

Ефективність освітлення біологічно очищених стічних вод у вторинних відстійниках визначає, як правило, кінцевий ефект очистки стічних вод і ефективність роботи всього комплексу споруд біологічної очистки. Здатність вторинних відстійників ефективно розділювати висококонцентровані мулові суміші багато в чому визначає об'єм аеротенків, який залежить від концентрації зворотного мулу та ступеня його рециркуляції.

Конструкції вторинних відстійників суттєво не відрізняються від конструкцій вертикальних, горизонтальних чи радіальних первинних відстійників. Різниця між ними полягає, головним чином, в умовах експлуатації: вторинні відстійники повинні забезпечити значно більшу ефективність затримання активного мулу чи біоплівки (кінцеві концентрації до 15-20 мг/л) при надходженні їх у значно вищих концентраціях (до декількох грамів на літр). Крім того, вторинні відстійники після аеротенків повинні забезпечувати ще й ущільнення затримуваного мулу, достатнє для безперервного його повернення в аеротенки і здійснення там біохімічного процесу при заданих технологічних параметрах.

Ефективність роботи вторинних відстійників визначається тими самими чинниками, які впливають на роботу первинних відстійників. Але головну роль при цьому відіграють седиментаційні властивості біологічної плівки та активного мулу, які суттєво різняться між собою.

Гідравлічна крупність надлишкової біологічної плівки становить біля 1,4 мм/с і практично не залежить від типу біофільтрів та режиму їх роботи. Агрегативна нестійкість активного мулу є наслідком зміни гідродинамічних умов середовища, в якому знаходяться пластівці мулу при переході мулової суміші з аеротенка у вторинний відстійник, а також функціонування мулу, як біологічної системи, здатної до утворення крупних агрегатів. Крім цього, фізична структура мулової суміші змінюється в залежності від змін режимів протікання в аеротенку біохімічного процесу, які зумовлюються коливаннями витрат стічних вод і концентрацій вміщених у них забруднень. Усі ці обставини не дозволяють використовувати для розрахунку процесу розділення му-

лової суміші якихось універсальних рівнянь, що грунтуються, наприклад, на тривалості перебування мулової суміші у вторинних відстійниках, як це має місце при розрахунку первинних відстійників. Розрахунок вторинних відстійників повинен здійснюватися з урахуванням характеру процесу осадження активного мулу і його якісної характеристики, які залежить від модифікації процесу біологічної очистки, концентрації мулу, ступеня рециркуляції і, як для аеротенків, - від навантаження на активний мул.

11.1. Закономірності процесу розділення мулової суміші

Мулова суміш, яка надходить із аеротенків у вторинні відстійники, являє собою гетерогенну систему, у якій дисперсійним середовищем є біологічно очищені стічні води, а диспергованою фазою - пластівці активного мулу. Найважливішою властивістю мулової суміші, як дисперсної системи, є її агрегативна нестійкість: при зниженні інтенсивності турбулентного перемішування і наступному відстоюванні в результаті біофлокуляції відбувається агрегатування активного мулу в пластівці розміром 1-5 мм, що осаджуються під дією сили тяжіння. Причини біофлокуляції у більшості робіт пояснюються електростатичними явищами, що протікають на поверхні бактеріальних клітин. Порушення процесу біофлокуляції, зумовлене різкими змінами складу стічних вод (наприклад, коливанням pH чи надходженням токсичних компонентів), призводить до підвищеного виносу мулу із вторинних відстійників.

Процесу гравітаційного розділення мулових сумішей в значній мірі властиві закономірності стисненого осадження концентрованих суспензій. За концентрацій мулової суміші більше 0,5 г/л осадження пластівців активного мулу в статичних умовах відбувається з утворенням видимої границі розділу фаз між зонами освітленої води та мулу. При цьому за характером кривої зниження висоти границі розділу фаз за часом (так званої кривої Кінша [1]) виділяють наступні фази процесу гравітаційного розділення мулової суміші у статичних умовах (рис. 11.1):

1. Фаза біофлокуляції активного мулу (АВ) тривалістю 5-7 хв з утворенням пластівців і видимої границі розділу фаз;
2. Фаза зонного осадження мулу з постійною швидкістю (ВС). Швидкість осадження мулу в цій фазі залежить від його початкової концентрації й здатності до біофлокуляції. Якщо початкова концентрація мулу зростає, то швидкість осадження зменшується і навпаки. Наприклад, для активного мулу міських очисних споруд із концентрацією від 1 до 4 г/л швидкість осадження змінюється в межах від 6 до 1,8 м/год. При зонному осадженні в мулову воду із зони мулу фільтраційним потоком вимиваються окремі дрібні пластівці мулу, які надалі можуть агломеруватися й випадати в осад;

3. Фаза (CD) поступового зменшення швидкості руху верхньої границі зони осаду в якій відбувається перехід від зонного осадження до ущільнення мулу;
4. Фаза (DE) ущільнення мулу за рахунок стиснення під дією верхніх його шарів.

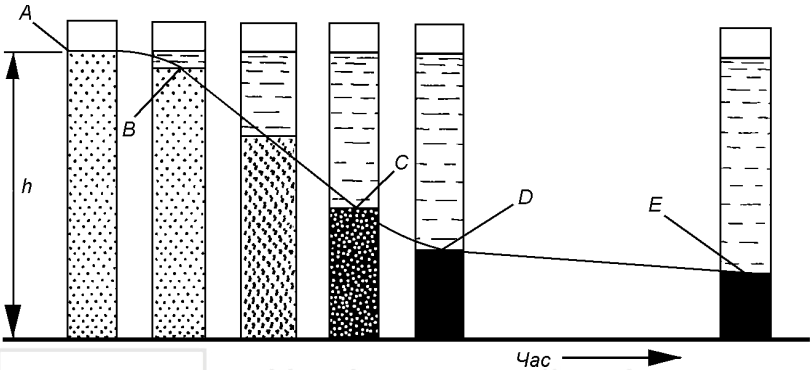


Рис. 11.1. Фази гравітаційного розділення мулової суміші

На розглядуваній кривій є характерна точка, ордината якої показує висоту границі зони осаду через 30 хвилин після початку відстоювання. Виходячи з означення мулового індексу (див. розділ 10.3), об'єм зони осаду в цій точці можна визначити, як добуток значення мулового індексу на концентрацію мулової суміші. При гравітаційному розділенні різних мулових сумішей ордината характерної точки буде різною (рис. 11.2), що зумовлюється різними їх концентраціями, а головне, різними значеннями мулового індексу, які визначаються, головним чином, навантаженням на активний мул. Таким чином, не відображаючи кінетику процесу осадження активного мулу, значення мулового індексу, однак, визначає його характер.

Численними дослідженнями встановлена функціональна залежність характеру протікання усіх фаз і ефективності процесу гравітаційного розділення мулової суміші від безрозмірного добутку значень концентрації мулової суміші a_i, г/см^3, і мулового індексу J_i, см^3/г, який може служити універсальним критерієм [2]. На рисунку 11.3 наведена залежність між безрозмірним критерієм $a_i J_i$, гідравлічним навантаженням на поверхню вторинних відстійників і виносом мулу з освітленою водою, яка являє собою сімейство гіпербол. Як слідує з рисунка, для зменшення виносу мулу при незмінних характеристиках мулової суміші ($a_i J_i = const$) необхідно зменшити гідравлічне навантаження на вторинний відстійник. При незмінному гідравлічному

Національний університет
водного господарства
та природокористування

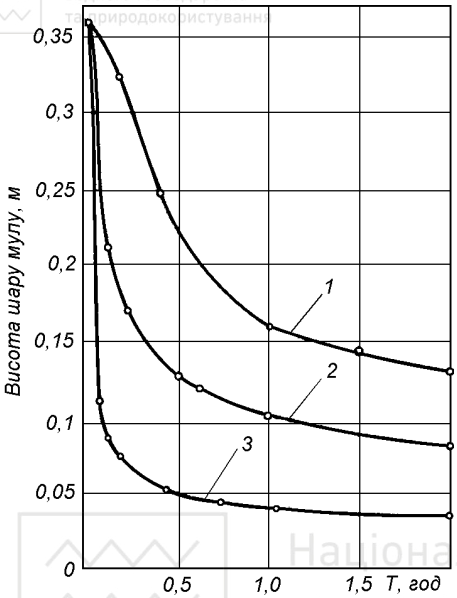


Рис. 11.2. Кінетика розділення реальних мулових сумішей [3]:
1 - $a_i J_i = 0{,}488$; 2 - $a_i J_i = 0{,}318$; 3 - $a_i J_i = 0{,}139$

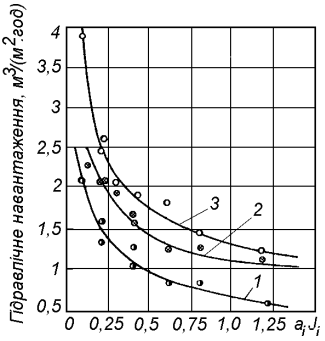


Рис. 11.3. Залежність гідравлічного навантаження на вторинний відстійник від безрозмірного критерію $a_i J_i$ при різних концентраціях завислих речовин в освітленій воді [3]:
1 - 10 мг/л; 2 - 20 мг/л; 3 - 30 мг/л

навантаженні зменшення виносу мулу з вторинних відстійників може бути досягнуте зменшенням мулового індексу, наприклад, шляхом здійснення процесу біологічної очистки в аеротенках при відповідних навантаженнях на активний мул (див. розділ 10.3). Залежність між гідравлічним навантаженням на поверхню і безрозмірним критерієм $a_i J_i$ при різному напрямку руху мулової суміші у вторинних відстійниках проілюстрована на рисунку 11.4.

Безрозмірний критерій визначає також і залежність між виносом мулу і навантаженням за завислими речовинами на поверхню вторинних відстійників (рис. 11.5), яке дуже важливо враховувати при зонному осадженні мулу.

На основі математичної обробки результатів значної кількості лабораторних, напіввиробничих і виробничих досліджень НДІ ВОДГЕО отримана емпірична залежність для визначення гідравлічного навантаження на поверхню вторинного відстійника в залежності від значень безрозмірного критерію й інших чинників, яка увійшла в СНиП 2.04.03-85

Національний університет
водного господарства
та природокористування

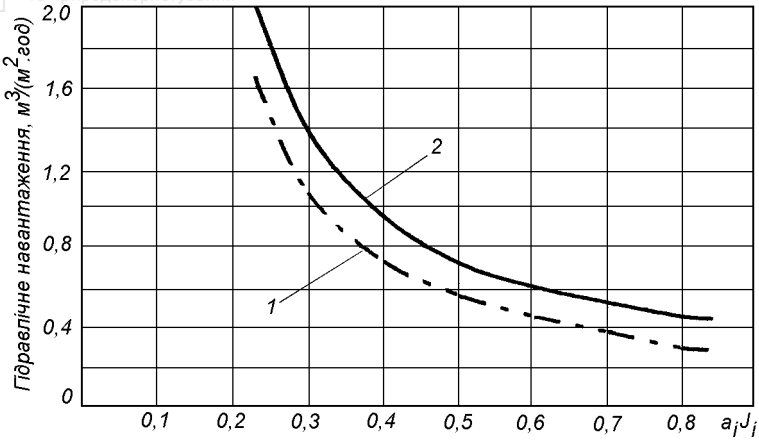


Рис. 11.4. Залежність гідравлічного навантаження на вторинний відстійник від безрозмірного критерію $a_i J_i$ при напрямку руху мулової суміші [4]:
1 - горизонтальному; 2 - вертикальному

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 11.5. Залежність між навантаженням на поверхню вторинного відстійника за завислими речовинами і концентрацією завислих речовин в освітленій воді при різних значеннях безрозмірного критерію $a_i J_i$ [5]:
1 - 0,467; 2 - 0,632;
3 - 0,921

$$q_{ssa} = \frac{4{,}5 K_{ss} H_{set}^{0,8}}{(0{,}1 J_i a_i)^{0{,}5-0{,}01 a_t}}, м^3/(м^2 . год), \qquad (11.1)$$

де H_{set} - глибина зони освітлення, м; a_t - винос мулу з освітленою водою, мг/л.

Коефіцієнт використання об'єму зони відстоювання K_{ss} у формулі (11.1) характеризує гідродинамічний режим роботи вторинних відстійників

різних типів, що формується в результаті сукупного впливу гідродинамічних умов впуску мулової суміші, збору освітленої води й видалення ущільненого мулу. Режим впуску мулової суміші оцінюється швидкістю її входу у відстійник і визначає інтенсивність взаємодії вхідного потоку з потоками сідаючого мулу й освітлюваної води. Процес збору освітленої води визначається, головним чином, швидкістю підходу води до збірного лотка і його відстанню від рівня мулу, а режим видалення ущільненого мулу - швидкістю входу мулу в отвори мулососа, рівнем мулу й віддаленістю отворів мулососа від збірного лотка.

На жаль, розглядувана формула (11.1) не враховує такого важливого чинника, як температура стічних вод, із збільшенням якої ефективність роботи вторинних відстійників суттєво зростає(рис. 11.6).

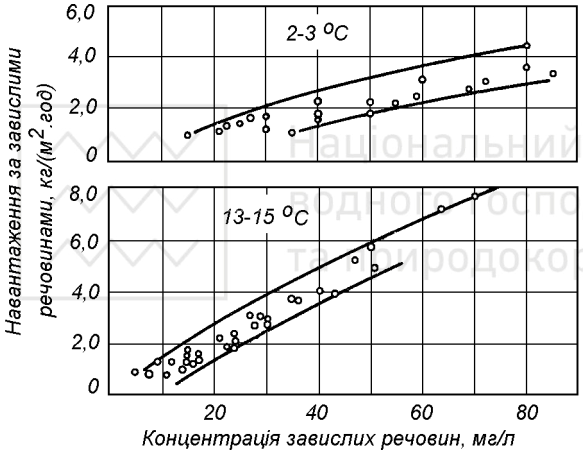


Рис. 11.6. Залежність між навантаженням на поверхню вторинного відстійника за завислими речовинами і концентрацією завислих речовин в освітленій воді для різних інтервалів температур (значення мулового індексу J_i =100 см^3/г) [5]

У проточних вторинних відстійниках виділяють зону освітлених стічних вод висотою h_1, зону розділення мулової суміші висотою h_2, зону згущення мулу висотою h_3 і зону зберігання мулу висотою h_4. Таким чином, загальна гідравлічна висота вторинного відстійника буде складати

$$H = h_1 + h_2 + h_3 + h_4, м.$$

Глибина зон освітлених стічних вод і розділення мулової суміші приймається відповідно $h_1 \geq 0{,}5$ м і h_2 = 0,8-1 м. Висоту зони згущення мулу можна визначити за формулою в залежності від значення безрозмірного критерію $a_i J_i$ [6]

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$h_3 = \frac{a_i J_i}{1000}, м.$$

Зона зберігання мулу призначена для створення деякого запасу мулу на випадок випадання сильних дощів, коли витрата очищуваних стічних вод значно збільшується, а винос мулу із вторинних відстійників різко зростає. Висоту цієї зони можна визначити за емпіричною формулою в залежності від значення безрозмірного критерію $a_i J_i$ [6].

Вважається, що мінімальна тривалість перебування мулу у вторинному відстійнику не повинна бути меншою 0,5 год. Водночас вона не повинна перевищувати 6 год для запобігання загниванню мулу. Очевидно, що тривалість перебування мулу у вторинному відстійнику визначається сумарним об'ємом зон згущення та зберігання мулу, а також ступенем рециркуляції активного мулу в системі аеротенк-вторинний відстійник. Однак при незмінному значенні ступеня рециркуляції концентрація рециркуляційного активного мулу буде тим більшою, чим кращі седиментаційні властивості активного мулу (менше значення мулового індексу) і навпаки. Таким чином, ступінь рециркуляції і муловий індекс будуть визначати концентрацію рециркуляційного активного мулу, і, в свою чергу, - концентрацію мулу в аеротенку (рис. 11.7, розділ 10.3). Зміна ж останньої прямо впливає на навантаження на активний мул, а значить визначає і значення мулового індексу. Це значить, що усі розглянуті вище чинники виявляються функціонально пов'язаними між собою, а оптимальний діапазон концентрацій мулу в аеротенку визначається умовами функціонування системи аеротенк-вторинний відстійник.

Зрозуміло, що при збільшенні концентрації активного мулу об'єм аеротенків зменшується, однак при цьому зростає об'єм вторинних відстійників. На рисунку 11.8 наведені результати найпростішої оптимізації концентрації мулу в аеротенках міських очисних споруд, виконані за сумарним об'ємом аеротенків і вторинних відстійників, віднесеним до одного зведеного жителя [7]. Мінімум сумарного об'єму при цьому встановлений у діапазоні концентрацій мулу 3-4 г/л за сухою речовиною. Приблизно такі ж оптимальні концентрації активного мулу встановлені з практики експлуатації аеротенків із гравітаційним розділенням мулової суміші (див. розд. 10.9.1).

Інтенсифікація процесу гравітаційного розділення мулової суміші у вторинних відстійниках може бути досягнута шляхом низькоградієнтного її перемішування за допомогою стержневих мішалок. За даними Московського державного будівельного університету найкращі результати забезпечуються при застосуванні стержнів напівкруглого поперечного перетину діаметром 50-100 мм [8]. Внаслідок перемішування мішалками покращується флокуляція пластівців активного мулу, вони стають більш щільними і, як наслідок,

концентрація рециркуляційного активного мулу підвищується на 20-30 %, а концентрації завислих речовин в освітленій воді зменшуються до 8-15 мг/л.

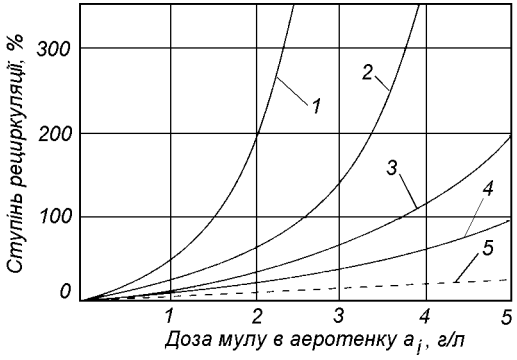


Рис. 11.7. Залежність концентрації мулу в аеротенку від ступеня рециркуляції і мулового індексу [9]:
1 - J_i = 333 см^3/г ;
2 - J_i = 200 см^3/г;
3 - J_i = 133 см^3/г ;
4 - J_i = 100 см^3/г;
5 - J_i = 50 см^3/г

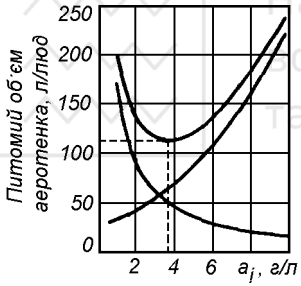


Рис. 11.8. Графік для визначення оптимальної концентрації мулу в системі «аеротенк-вторинний відстійник»: 1 - залежність питомого об'єму аеротенка від робочої концентрації мулу; 2 - залежність питомого об'єму вторинного відстійника від концентрації мулової суміші; 3 - крива, що сумує криві 1 і 2 по осі ординат

Підвищення ефективності процесу гравітаційного розділення мулової суміші досягається також і в завислому шарі активного мулу, в якому, як у контактному середовищі, інтенсифікуються процеси пластівцеутворення. Наступне додаткове освітлення надмулової води у шарі висотою 2-3 м забезпечує можливість зменшення концентрації завислих речовин до 5-7 мг/л.

Тонкошарове відстоювання може використовуватись як для попереднього розділення концентрованих мулових сумішей, що надходять безпосередньо з аеротенків, так і для освітлення надмулової води після гравітаційного відділення основної маси активного мулу, що вважається більш ефективним.

11.2. Конструкції вторинних відстійників

11.2.1. Вертикальні відстійники

Вертикальні вторинні відстійники застосовуються на невеликих очисних станціях продуктивністю до 20000 м^3/добу. Зазвичай це круглі в плані споруди з конічною муловою частиною аналогічні за конструкцією до первинних відстійників, але із меншою висотою зони відстоювання. Іноді в складі блоків ємностей використовуються квадратні в плані вторинні відстійники із чотирибункерною пірамідальною муловою частиною.

Рух освітлюваної води у вертикальних вторинних відстійниках з центральною трубою здійснюється у вертикальному напрямку знизу вгору. Освітлення у висхідному потоці води відбувається внаслідок різниці між швидкостями осадження частинок мулу й руху води. Більш продуктивними є вторинні вертикальні відстійники з периферійним впуском (рис. 11.9), у яких мулова суміш рухається спочатку вниз, а після проходження під циліндричною напівзануреною перегородкою, входить у центральну зону освітлення, піднімається до водозбірного лотка і відводиться з відстійника. У зоні освітлення досягається максимальне зниження вхідних швидкостей, зменшення турбулентності потоку, об'ємів застійних і вихрових зон, за рахунок чого коефіцієнт використання об'єму зони освітлення зростає на 20-30 % у порівнянні з вторинними вертикальними відстійниками з центральною трубою. Діаметр циліндричної перегородки при цьому приймається на 0,4-0,6 м менше від діаметра відстійника, а глибина її занурення складає 2/3 від його робочої висоти. Розроблені типові проекти таких вертикальних вторинних відстійників діаметрами 4,5, 6 і 9 м (табл. 11.1).

Таблиця 11.1

Основні параметри типових вертикальних вторинних відстійників

Діаметр, м	Глибина, м		Об'єм зони, м^3	
	циліндричної частини	конуса	відстійної	осаду
4,5	3,6	2,45	51,5	8
6,0	4,2	3,35	119	32
9,0	4,2	5,15	268	108

Перевагою вертикальних відстійників є відсутність механізмів для примусового видалення мулу, який самовільно сповзає у приямок і далі видаляється під гідростатичним тиском. Однак часто мул затримується на стінках мулової частини, загниває і спливає на поверхню відстійника у вигляді великих згустків, що різко погіршує якість очищеної води. До таких же наслідків може призвести й денітрифікація, що може відбуватись у вторинних відстійниках при наявності нітратів в біологічно очищених стічних водах, чи виділення бульбашок повітря в осаді за високих температур стічних вод у літній

період. Для запобігання заляганню мулу на стінках мулової частини відстійника його згрібають до центру приямка скребками.

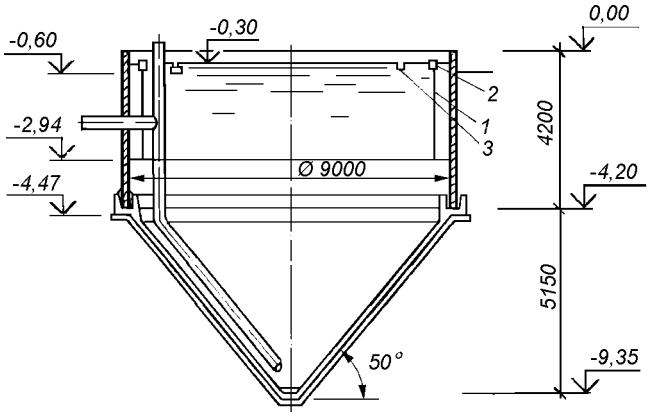


Рис. 11.9. Вертикальний вторинний відстійник з низхідно-висхідним рухом рідини: 1 - розділювальна перегородка; 2 - водорозподільний лоток; 3 - лоток для збору плаваючих речовин

Перевагою вертикальних вторинних відстійників є простота їх конструкції та експлуатації. Однак через велику глибину вони мають високу вартість будівництва, особливо в скельних грунтах і при високому рівні підземних вод.

11.2.2. Горизонтальні відстійники

Горизонтальні вторинні відстійники являють собою прямокутні в плані резервуари, обладнані водорозподільними і водозбірними пристроями, трубопроводами для підведення мулової суміші, відведення освітленої води й ущільненого рециркуляційного активного мулу. Горизонтальні відстійники застосовують на очисних станціях продуктивністю більшою 15000 $м^3$/добу. Ширину відстійника зазвичай приймають рівною 6 чи 9 м, робочу глибину - в межах 2,5-5 м, а довжину визначають розрахунком. Відношення довжини до висоти відстійника повинно бути не менше 10.

Ефективність роботи вторинних горизонтальних відстійників у значній мірі залежить від способу видалення осілого мулу. За кордоном і у вітчизняній практиці осілий мул за допомогою безперервно працюючих ланцюгових скребків переміщують до приямків, звідки насосами або ерліфтами його повертають в аеротенки. Однак низька надійність ланцюгових механізмів

стримує широке застосування цього способу видалення мулу із горизонтальних вторинних відстійників.

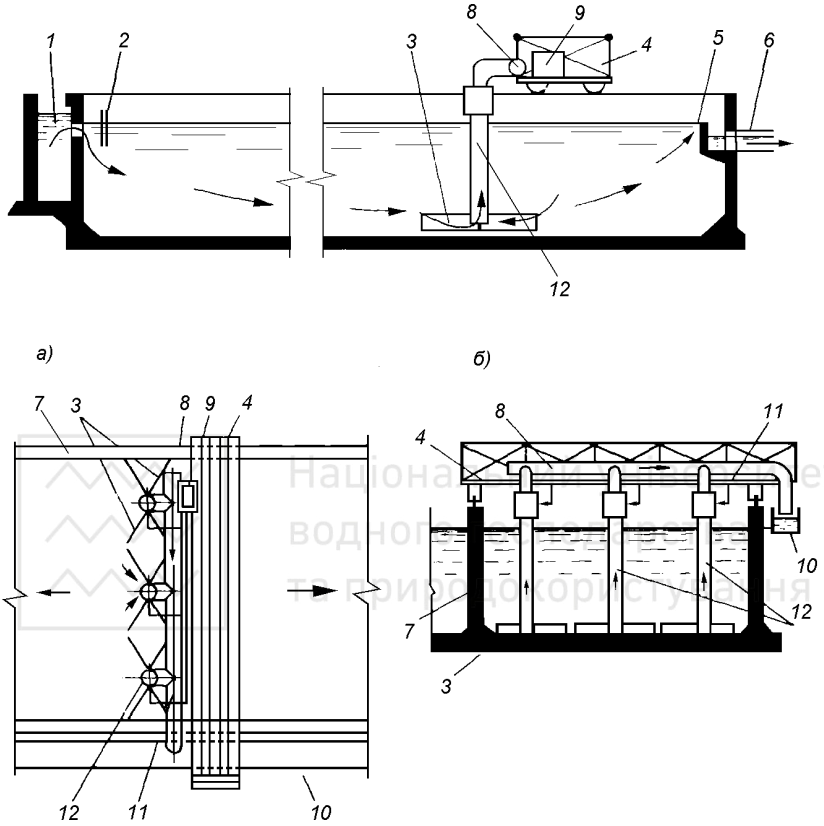


Рис. 11.10. Горизонтальний вторинний відстійник із мулососом [3]:
а) - план; б) - поперечний перетин; 1 - розподільний канал; 2 - напівзанурена перегородка; 3 - крила мулососа; 4 - ферма мулососа; 5 - водозбірний лоток; 6 - лоток освітленої води; 7 - стінка відстійника; 8 - поперечний мулозбірний трубопровід; 9 - повітродувка; 10 - поздовжній лоток зворотного активного мулу; 11 - повітропровід; 12 - вертикальна труба мулососа

Більш прийнятним є видалення мулу за допомогою мулососів із ерліфтами, які монтуються на поперечній фермі (рис. 11.10), що реверсивно рухається по рейках, встановлених на поздовжніх стінах відстійника. Осілий

мул, що видаляється мулососами з ерліфтами в поперечну трубу, скидається в лоток зворотного мулу, встановлений біля поздовжньої стінки відстійника. Видалення мулу мулососами практично виключає можливість утворення «мертвих зон». Крім того, дно такого відстійника може бути пласким, без влаштування мулових приямків.

Слід відмітити, що у вітчизняній практиці горизонтальні відстійники не набули великого поширення головним чином через відсутність надійних стандартних скребків.

11.2.3. Радіальні відстійники

Радіальні відстійники являють собою круглі в плані резервуари, обладнані трубопроводами для подачі мулової суміші, а також для відведення освітленої води та ущільненого мулу, водорозподільними і водозбірними пристроями, а також скребками або мулососами, призначеними для безперервного видалення із відстійників осілого мулу. Радіальні відстійники застосовують зазвичай на середніх і великих очисних станціях продуктивністю більше 20000 м^3/добу.

Таблиця 11.2

Основні параметри типових вторинних радіальних відстійників

Діаметр відстійника, м	Гідравлічна глибина відстійника м	Глибина зони відстоювання, м	Висота мулової зони, м	Діаметр трубопроводу, мм		Об'єм зони, м^3	
				підвідного	відвідного	мулової	відстійної
18	3,7	3,1	0,6	800	500	160	788
24	3,7	3,1	0,6	1200	700	280	1400
30	3,7	3,1	0,6	1400	900	440	2190
40	4,35	3,65	0,7	2000	1200	915	4580
50	5,3	4,6	0,7	2500	2000	1380	9020

Водорозподільні пристрої найчастіше розміщують у центрі відстійника й рідко на його периферії. У залежності від цього рух води у відстійнику може здійснюватись від центру до периферії із зменшуваною швидкістю або у зворотному напрямку із зростаючою швидкістю. При подачі мулової суміші в центрі споруди освітлена вода збирається у периферійний круговий лоток із зубчастим водозливом. У вітчизняній практиці осілий мул зазвичай видаляють за допомогою мулососів, встановлених на радіальній фермі, що обертається.

Розроблені типові вторинні радіальні відстійники діаметрами 18, 24, 30, 40 і 50 м, що дозволяє приймати оптимальне їх число (4-8) на очисних станціях практично будь-якої продуктивності (табл. 11.2).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

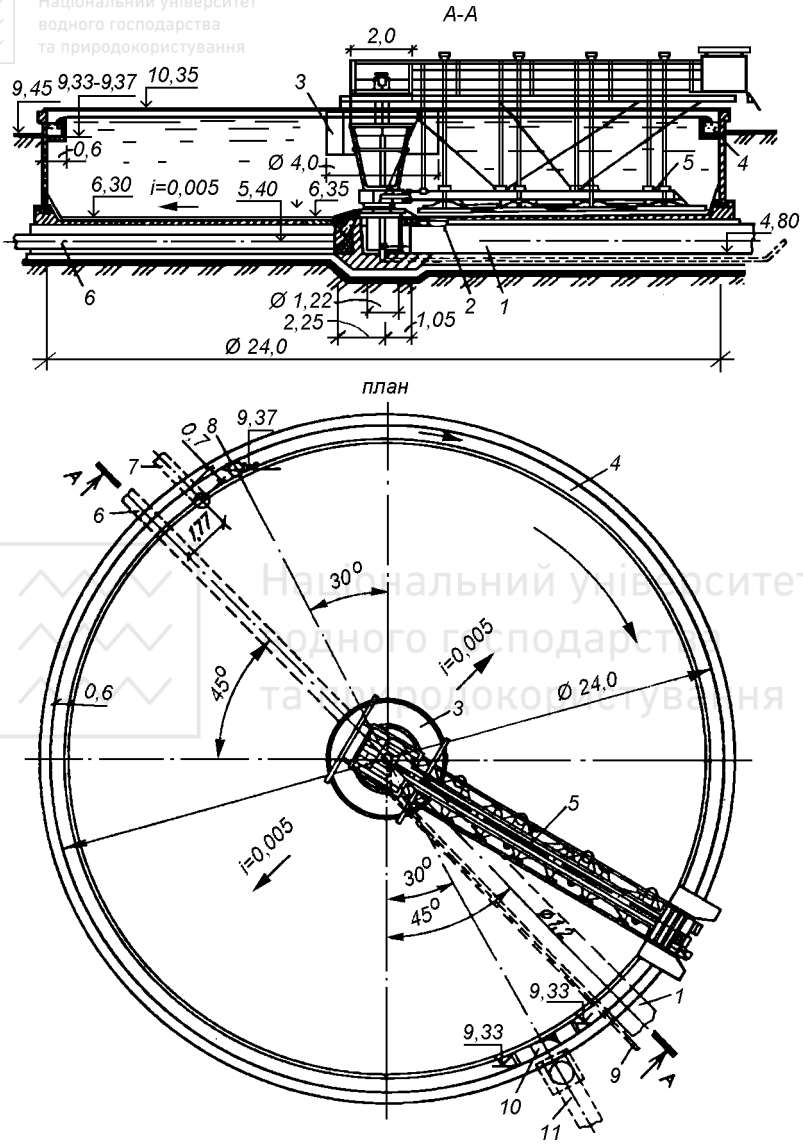


Рис. 11.11. Вторинний радіальний відстійник із збірного залізобетону:
1 - підвідний трубопровід; 2 - люк-лаз; 3 - металевий розподільний кожух; 4 - збірний жолоб; 5 - мулосос; 6 - трубопровід зворотного мулу; 7 - трубопровід спорожнення; 8 - датчики рівня мулу; 9 - електрокабель; 10 - випускна камера; 11 - відвідний трубопровід

Національний університет водного господарства та природокористування

На рисунку 11.11 зображений радіальний вторинний відстійник діаметром 24 м. По підвідному трубопроводу діаметром 1200 мм мулова суміш надходить у центральний розподільний пристрій, який являє собою вертикальну сталеву трубу з конічним розтрубом, встановленим нижче горизонту води у відстійнику. Виходячи з розтруба, мулова суміш проходить під стінками циліндричного металевого кожуха висотою 1,3 і діаметром 4 м, що забезпечує її заглиблений випуск у відстійну зону. Освітлена вода збирається через водозлив периферійного збірного кільцевого лотка, звідки надходить у випускну камеру. Активний мул, осілий на дно відстійника, через сосуни мулососа й мулопровід під гідростатичним тиском видаляється в мулову камеру. У муловій камері встановлений щитовий електрифікований затвор із рухомим водозливом, що забезпечує можливість як ручного, так і автоматичного регулювання відбору активного мулу із відстійника шляхом плавної зміни гідростатичного тиску від 0 до 1,2 м. Робота затвора автоматизується в залежності від рівня активного мулу у відстійнику. Редуктор приводу ферми дозволяє регулювати швидкість обертання мулососа в межах 1-2 год$^{-1}$. Для спорожнення відстійника влаштовується спеціальний трубопровід, а дно відстійника влаштовується з похилом 0,005 до периферії.

Національний університет водного господарства та природокористування

11.2.4. Тонкошарові муловідокремлювачі

Із закордонної практики відомі приклади успішного застосування тонкошарових муловідокремлювачів замість вторинних відстійників. За звичайних концентрацій активного мулу ці споруди забезпечують необхідний ефект розділення мулової суміші при гідравлічних навантаженнях, збільшених у 1,5-2 рази. Використання тонкошарових муловідокремлювачів може виявитись ефективним і для розділення мулової суміші з аеротенків, які працюють при підвищених концентраціях активного мулу. НДІ ВОДГЕО розроблений метод розділення концентрованих мулових сумішей, перша стадія якого здійснюється в тонкошаровому муловідокремлювачі спеціально запропонованої конструкції, а друга - додаткове освітлення надмулової води, - у освітлювачі, тонкошаровому відстійнику, мікрофільтрі чи у флотаторі [3].

Не менш ефективним способом розділення висококонценрованих мулових сумішей є обладнання звичайних вторинних відстійників тонкошаровими блоками, які забезпечують додаткове освітлення надмулової води. Такі муловідокремлювачі за конструкцією не відрізняються від первинних відстійників із тонкошаровими блоками, що працюють за протиточною, прямоточною чи перехресною схемами. Приклад обладнання вторинного радіального відстійника тонкошаровими блоками наведений на рисунку 11.12.

При проектуванні тонкошарових муловідокремлювачів слід приймати: гідравлічну крупність затримуваного мулу 0,5 мм/с, висоту міжполицево-

го простору 0,25-0,3 м, відношення довжини полиць до висоти міжполицевого простору 2-6, кут похилу полиць для забезпечення самопливного видалення мулу - 50-60°.

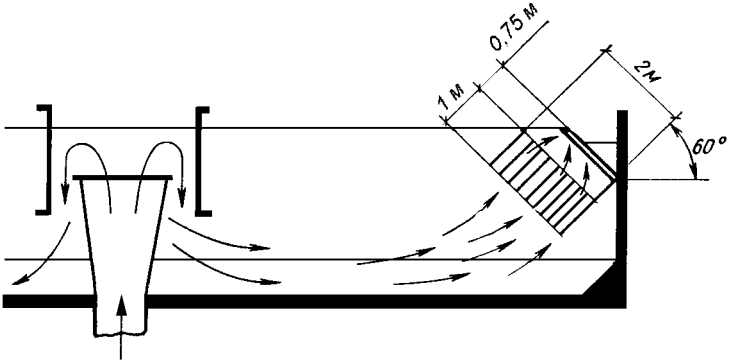


Рис. 11.12. Радіальний відстійник із тонкошаровими блоками

11.2.5. Муловідокремлювачі із завислим шаром осаду

Ефект розділення мулової суміші в завислому шарі осаду використовується в аеротенках-відстійниках, аеротенках-освітлювачах і аероакселаторах.

Муловідокремлювачі із завислим шаром осаду працюють за тим самим принципом, що і водопровідні освітлювачі. За певних швидкостей вертикального потоку мулової суміші, у ньому формується шар осаду із завислих пластівців активного мулу. Пластівці мулу, які безперервно і хаотично рухаються, знаходяться в стані динамічної рівноваги, зумовленої рівністю середньої швидкості їх осадження та швидкості висхідного потоку, а весь шар осаду в цілому є нерухомим. Слід відмітити, що в умовах стисненого осадження величина пластівців завислого мулу постійно змінюється внаслідок їх злипання й руйнування утворюваних агрегатів під впливом гідродинамічної дії потоку.

Завдяки явищу залежності швидкості стисненого осадження від концентрації мулу в завислому шарі, він існує у досить широкому діапазоні зміни швидкостей висхідного потоку. Із збільшенням швидкості висхідного потоку об'ємна концентрація мулу в завислому шарі буде зменшуватись. При цьому, у відповідності до гідродинамічних законів стисненого осадження, зросте середня швидкість осадження пластівців мулу і між нею, і швидкістю висхідного потоку, встановиться нова динамічна рівновага. При зменшенні швидко-

сті висхідного потоку зросте концентрація мулу в завислому шарі, зменшиться середня швидкість осадження пластівців мулу і знову встановиться динамічна рівновага. Верхньою межею швидкості висхідного потоку, після якої наступає розмивання шару осаду й винос частинок мулу з потоком рідини, є швидкість вільного осадження частинок мулу. Мінімальною швидкістю висхідного потоку, при якій розпочинається осадження мулу у вигляді щільної маси, є така швидкість, при якій сили гідродинамічного впливу потоку на частинки мулу менше сили їх тяжіння. Очевидно, що при формуванні шару завислого осаду визначальними є властивості мулової суміші, яка підлягає розділенню.

Об'єм шару завислого осаду постійно збільшується за рахунок надходження нових порцій мулу, тому його надлишок повинен постійно видалятись. Це досягається різними способами, наприклад, шляхом влаштування спеціальних мулових бункерів в аеротенках-відстійниках, звідки він ерліфтами безперервно повертається в зону аерації (див. розділ 10.5.4).

Дослідженнями НДІ ВОДГЕО встановлено, що оптимальна швидкість висхідного потоку в шарі завислого осаду становить 1,2-1,8 мм/с, а його висота - 1,2 м [10]. Для підтримання активного мулу у завислому стані СНиП 2.04.03-85 рекомендується визначати гідравлічне навантаження на муловідокремлювачі q_{ms} за значеннями безрозмірного критерію $a_i J_i$ (табл. 11.3).

Таблиця 11.3

Залежність гідравлічного навантаження на муловідокремлювачі від безрозмірного критерію $a_i J_i$

$a_i J_i$	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
q_{ms}, м^3/(м^2.год)	5,6	3,3	1,8	1,2	0,8	0,7

11.2.6. Флотаційні муловідокремлювачі

Флотаційні муловідокремлювачі знайшли застосування для розділення концентрованих мулових сумішей (a_i > 3-5 г/л), коли звичайні вторинні відстійники працюють незадовільно.

Процес розділення мулових сумішей напірною флотацією відбувається у декілька етапів. На першому етапі, внаслідок виділення розчиненого повітря з пересиченого розчину та закріплення його на пластівцях мулу у вигляді бульбашок, відбувається утворення флотокомплексів «частинка мулу-бульбашка повітря». Далі флотокомплекси спливають із утворенням границі розділу фаз між пінним шаром і освітленою водою. З часом на поверхні утворюється так званий флотаційний шлам, який поступово ущільнюється внаслідок стиснення й видалення води з комірок флотокомплексів.

Національний університет водного господарства та природокористування

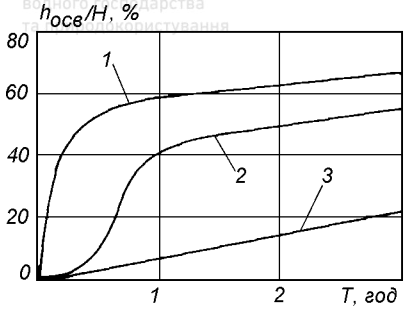


Рис. 11.13. Кінетика флотаційного освітлення мулової суміші при $a_i J_i$ = 0,481 [3]:
1 - питома витрата повітря 3 л/кг; 2 - питома витрата повітря 1,33 л/кг; 3 - гравітаційне розділення; $h_{осв}$ - висота шару освітленої води; H - початкова висота шару мулу

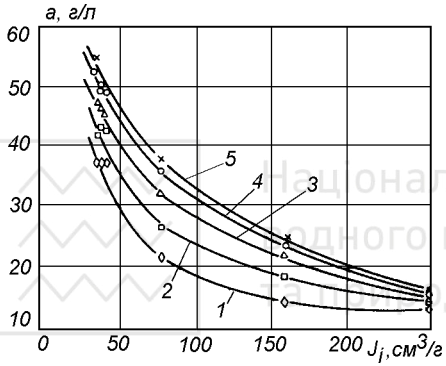


Рис. 11.14. Залежність концентрації мулу в пінному шарі від мулового індексу й тривалості ущільнення T [3]:
1 - T=15 хв; 2 - T=30 хв;
3 - T=60 хв; 4 - T=120 хв;
5 - T=180 хв

У порівнянні з гравітаційним, флотаційне розділення мулових сумішей відбувається значно швидше і забезпечує більш високий ступінь ущільнення мулу (рис. 11.13 і 11.14).

Дослідженнями, виконаними в НДІ ВОДГЕО, Академії комунального господарства (м. Москва) й інших організаціях, встановлено, що процес флотаційного муловідокремлення доцільно застосовувати при концентраціях мулової суміші до 10 г/л. Основними параметрами, які визначають ефективність розділення мулової суміші, є питома витрата повітря на одиницю маси сухої речовини активного мулу, гідравлічне навантаження на поверхню флотаційного міловідокремлювача та тривалість флотації. У таблиці 11.4 наведені оптимальні значення питомої витрати повітря та тривалості флотації, при яких забезпечується заданий винос мулу з флотаційних муловідокремлювачів. Оптимальні значення гідравлічного навантаження на поверхню флотаційного муловідокремлювача складають 5-8 м^3/(м^2.год). Збільшення питомої витрати повітря та тривалості ущільнення зумовлює збільшення концентрації флото-

ваного мулу. Такий же результат спостерігається і при зменшенні значення мулового індексу для активного мулу, що підлягає розділенню.

Таблиця 11.4

Залежність значень питомої витрати повітря та тривалості флотації від виносу мулу з флотаційних муловідокремлювачів [11]

Параметр	Винос мулу, мг/л		
	15	10	5
Тривалість флотації, хв	40	50	60
Питома витрата повітря, л/кг сухої речовини мулу	4	6	9

Для здійснення процесу флотаційного розділення мулової суміші можуть використовуватись флотокамери горизонтального або вертикального типу.

На рисунку 11.15 наведена технологічна схема аеротенків із флотаційним розділенням мулової суміші у флотокамері вертикального типу. Мулова суміш самопливом надходить у зону флотації, куди також подається насичена повітрям робоча рідина - очищена стічна вода. Насичення робочої рідини повітрям під тиском 0,4-0,9 МПа на протязі 2-5 хв здійснюється в напірному баку. Робоча рідина подається в напірний бак за допомогою флотаційного насоса, на перемичці між напірним і всмоктуючим патрубками якого встановлений водоповітряний ежектор для підсмоктування повітря. Знаючи кількість повітря, що розчиняється в робочій рідині при прийнятому тиску, концентрацію мулу в муловій суміші та питому витрату повітря, можна визначити витрату робочої рідини. Зазвичай коефіцієнт рециркуляції робочої рідини складає 300-600 %.

Флотований активний мул за допомогою скребка скидається в радіальний лоток, видаляється з муловідокремлювача та повертається в аеротенк, наприклад, за допомогою ерліфтів. Концентрація флотованого мулу складає 30-40 г/л. Ступінь рециркуляції мулу та його концентрацію в аеротенку можна визначити за даними, наведеними в таблиці 11.5. При цьому питома швидкість окислення забруднень визначається в залежності від $БПК_{повн}$ очищуваних стічних вод і концентрації мулу в аеротенку [10].

Як слідує з таблиці 11.5, застосування флотаційного розділення мулових сумішей дозволяє підтримувати в аеротенках більш високі дози мулу (до 8 г/л) і тим самим значно збільшити їх окислювальну потужність. Крім цього, перевагами флотаційних муловідокремлювачів є менша, у порівнянні з відстійниками, тривалість процесу, постійне підтримання активного мулу в аеробних умовах, можливість відмови від ущільнення надлишкового активного мулу, малі витрати зворотного активного мулу, що дозволяє знизити витрату енергії на його перекачування.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

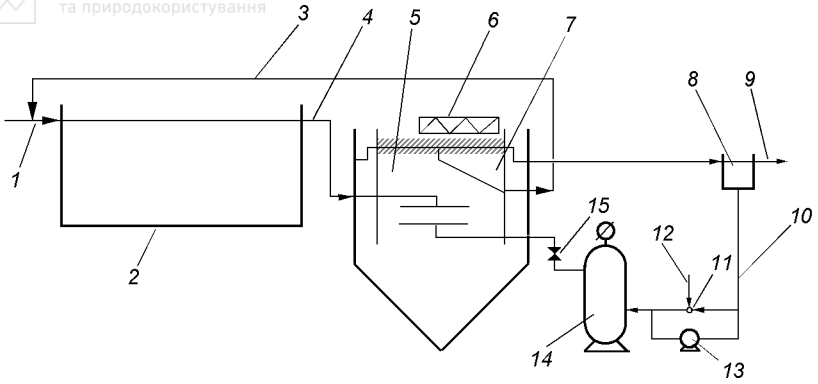


Рис. 11.15. Технологічна схема аеротенків із флотаційним розділенням мулової суміші:
1 - очищувані стічні води; 2 - аеротенк; 3 - зворотний (флотований) активний мул; 4 - мулова суміш; 5 - флотаційний муловідокремлювач; 6 - радіальний скребок; 7 - радіальний мулозбірний лоток; 8 - проміжний резервуар очищених стічних вод; 9 - очищені стічні води; 10 - рециркуляційна робоча рідина; 11 - водоповітряний ежектор; 12 - повітря; 13 - флотаційний насос; 14 - напірний бак; 15 - редукційний клапан

Таблиця 11.5

Залежність ступеня рециркуляції та дози мулу від $БПК_{повн}$ стічних вод при їх очистці в аеротенках з флотаційним муловідокремлювачами [10]

Показник	$БПК_{повн}$, мг/л					
	100	150	200	300	400	500
Доза мулу, г/л	3	4	5	6	7	8
Ступінь рециркуляції	0,11	0,18	0,2	0,25	0,30	0,36

Головним недоліком процесу флотаційного розділення мулової суміші є велика витрата електроенергії флотаційними насосами. Часто робота флотаційних муловідокремлювачів супроводжується підвищеним виносом активного мулу. Крім того, у зимовий період флотований мул може замерзати, тому муловідокремлювачі рекомендується розміщувати у приміщеннях.

11.3. Розрахунок вторинних відстійників

11.3.1. Розрахунок вторинних відстійників за СНиП 2.04.03-85

Розрахунок вторинних відстійників усіх типів, що встановлюються після біофільтрів, здійснюється за гідравлічним навантаженням на поверхню

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$q_{ssb} = 3{,}6K_{set}u_o, м^3/(м^2.год), \quad (11.2)$$

де u_o - гідравлічна крупність біоплівки, мм/с; K_{set} - коефіцієнт використання об'єму вторинного відстійника.

Для біофільтрів на повну біологічну очистку стічних вод гідравлічна крупність біоплівки u_o становить 1,4 мм/с. Значення коефіцієнта використання об'єму вторинного відстійника приймаються такими само, як і для відповідних типів первинних відстійників, і складають: 0,5 - для горизонтальних, 0,45 - для радіальних і 0,35 - для вертикальних відстійників з центральною трубою.

Площа поверхні вторинних відстійників, що встановлюються після біофільтрів, визначається з урахуванням рециркуляційної витрати

$$F_{ssb} = Q(1+n)/q_{ssb}, м^2, \quad (11.3)$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год; n - коефіцієнт рециркуляції, частка одиниці.

Вологість осаду, що видаляється з вторинних відстійників, що встановлюються після біофільтрів, приймається рівною 96 %, вивантаження осаду повинно здійснюватись щодоби.

Вторинні відстійники після аеротенків усіх типів розраховуються за гідравлічним навантаженням на поверхню відстійників q_{ssa}, яке визначається за формулою (11.1). Значення коефіцієнта використання об'єму зони відстоювання K_{set} при цьому становить 0,4 - для радіальних, 0,45 - для горизонтальних і 0,35 - для вертикальних відстійників. Для вертикальних відстійників із периферійним впуском мулової суміші K_{set} становить 0,5. Глибина зони освітлення H_{set} для горизонтальних і радіальних вторинних відстійників приймається з урахуванням нейтрального шару глибиною 0,3 м і шару осаду глибиною 0,3-0,5 м.

Розрахункова площа вторинних відстійників після аеротенків визначається без врахування коефіцієнта рециркуляції

$$F_{ssa} = Q/q_{ssa}, м^2. \quad (11.4)$$

За отриманим значенням площі вторинних відстійників приймається їх кількість, визначається діаметр (для горизонтальних відстійників - довжина і ширина) і підбираються найближчі за розміром типові відстійники. Мінімальна кількість вторинних відстійників становить 3 і у цьому випадку їх розрахунковий об'єм слід збільшувати в 1,2-1,3 рази.

Після підбору відстійників перевіряється навантаження на 1 м збірного водозливу, яке не повинно перевищувати 8-10 л/с.

Національний університет водного господарства та природокористування

Згідно СНиП 2.04.03-85 мінімальне значення коефіцієнта рециркуляції активного мулу приймається в залежності від способу його видалення із вторинних відстійників і складає 0,3 - для відстійників із мулососами, 0,6 - для відстійників із мулоскребами і 0,6 - при видаленні мулу під гідростатичним тиском.

При вивантаженні осаду під гідростатичним тиском необхідний напір не повинен бути меншим 1,2 м - для вторинних відстійників після біофільтрів і 0,9 м - для вторинних відстійників після аеротенків. Максимальна тривалість перебування біоплівки в мулових приямках вторинних відстійників становить 2 доби, а активного мулу - 2 години.

11.3.2. Розрахунок вторинних відстійників за методом гранично допустимих навантажень

У закордонній практиці розрахунок вторинних відстійників здійснюється за методом гранично допустимих навантажень. При цьому гідравлічне навантаження q чи навантаження на поверхню вторинних відстійників за завислими речовинами q_{ss} не повинні перевищувати деяких граничних значень

Національний університет водного господарства та природокористування

$$q = \frac{Q}{F} \le q^{\max}, м^3 / (м^2 . год), \tag{11.5}$$

$$q_{ss} = \frac{a_i Q}{F} \le q_{ss}^{\max}, г / (м^2 . год), \tag{11.6}$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год; F - площа поверхні вторинних відстійників, м^2; a_i - концентрація активного мулу в аеротенку, г/л.

Звідси можна визначити мінімальну площу поверхні вторинних відстійників

$$F \ge \frac{Q}{q^{\max}}, м^2, \tag{11.7}$$

$$F \ge \frac{a_i Q}{q_{ss}^{\max}}, м^2. \tag{11.8}$$

У Чехії розрахунок вторинних відстійників здійснюється за нормами CSN 75 6401 [4], наведеними в таблиці 11.6. При цьому максимальне навантаження на поверхню вторинних відстійників за завислими речовинами приймається рівним 5-6 кг/(м^2.год), муловий індекс не повинен перевищувати 180 см^3/г , а ступінь рециркуляції - 150 %. Найменша глибина проточної частини

горизонтальних і радіальних відстійників складає 3 м, а їх довжина (діаметр) - відповідно 60 і 55 м. Максимальне навантаження на збірний водозлив освітленої води становить 10 м^3/(м.год).

Таблиця 11.6

Технологічні параметри вторинних відстійників при максимальній витраті очищуваних стічних вод (за CSN 75 6401)

Вторинний відстійник	Середня тривалість відстоювання, год	Гідравлічне навантаження, м^3/(м^2.год)
з горизонтальним напрямком руху		
– після біофільтрів	1,6	2,0
– після аеротенків	1,8	1,6
з вертикальним напрямком руху		
– після біофільтрів	1,2	2,5
– після аеротенків	1,6	2,0

Методика розрахунку вторинних відстійників, що використовується в ФРН [12], враховує особливості загальносплавної системи каналізації: крім розділення мулової суміші та ущільнення мулу, розрахунком передбачається ще й можливість його накопичення у відстійниках у зв'язку із підвищенням імовірності виносу мулу при збільшенні притоку стічних вод під час випадання дощу. При розрахунку спочатку визначають потрібну площу відстійників у плані в суху погоду й під час дощу, вибирають максимальну, а потім визначають глибину відстійника. Мінімальні розрахункові значення мулового індексу при цьому приймають рівними: 100 см^3/г - для споруд без первинного освітлення і 150 см^3/г - для споруд з первинним освітленням стічних вод. Гідравлічне навантаження на поверхню горизонтальних і радіальних вторинних відстійників визначають у залежності від безрозмірного критерію $a_i J_i$ (табл. 11.7). Для вертикальних відстійників гідравлічне навантаження можна зменшувати на 30 %. Клаус Імгоф [9] рекомендує визначати навантаження на поверхню вторинних відстійників у залежності від режиму біологічної очистки стічних вод в аеротенках (див. табл. 11.8).

У Франції для очисних станцій середньої продуктивності максимальне гідравлічне навантаження на поверхню вторинних відстійників рекомендується приймати рівним 2,5 м^3/(м^2.год) - якщо активний мул працює в умовах середніх навантажень, і 0,9 м^3/(м^2.год) - для мулу, який працює при низьких навантаженнях. Наведені значення рекомендується зменшувати до 0,4 м^3/(м^2.год) і менше, якщо активний мул погано осаджується [1].

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 11.7

Залежність гідравлічного навантаження від безрозмірного критерію для вторинних горизонтальних і радіальних відстійників

$a_i J_i$	0,24	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
q , м^3/(м^2.год)	1,6	1,1	0,8	0,6	0,4	0,3	0,25	0,2

Таблиця 11.8

Залежність навантажень на поверхню вторинних відстійників від режиму роботи аеротенків

Навантаження на поверхню вторинного відстійника	Біологічна очистка		
	повна	з нітрифікацією амонійного азоту	із стабілізацією осаду
гідравлічне, м^3/(м^2.год)	0,75	0,6	0,5
за завислими речовинами, г/(м^2.год)	2500	2000	2500

Література

1. Технические записки по проблемам воды. Пер. с англ. В 2-х т. Т.1/К. Барак, Ж. Бабен, Ж. Бернар и др.;/Под ред. Т.А. Карюхиной, И.Н. Чурбановой. - М.: Стройиздат, 1983. - 608 с.
2. Бондарев А.А., Жуков А.И., Скирдов И.В. Критерий оценки работы вторичных отстойников//Водоснабжение и санитарная техника, № 7, 1975. - с. 17-19.
3. Биологическая очистка производственных сточных вод: Процессы, аппараты и сооружения/С.В.Яковлев, И.В.Скирдов, В.Н.Швецов и др.; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1985. - 208 с.
4. HlaviĺínekP., Hlavaácek J. Ćiśtění odpadních vod. Praktické příklady výpočtů. Noel 2000, Brno, 1996. - 196 с.
12. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady, Warszawa, 1974. - 466 с.
13. Ludwig Hartman. Bioligiczne oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Instalator Polski. Warszawa, 1993. - 272 с.
14. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В.Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
15. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, В.И.Калицун. - М.: Стройиздат, 1996. - 591 с.
16. Karl i Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
17. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

18. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М.: 1986. - 72 с.
19. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1982. - 168 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 12

МЕТОДИ І СПОРУДИ ДЛЯ ДООЧИСТКИ БІОЛОГІЧНО ОЧИЩЕНИХ СТІЧНИХ ВОД

12.1. Завдання та методи доочистки стічних вод

Повна біологічна очистка міських стічних вод в аеротенках чи на біофільтрах забезпечує зменшення концентрацій завислих речовин і $БПК_{повн}$ до 15-20 мг/л. Залишкові органічні забруднення біологічно очищених стічних вод представлені переважно важкоокислюваними речовинами. В стічних водах залишаються також забруднення, що не піддаються біологічній очистці: іони важких металів, ПАР й ін. Згідно розроблених проектів гранично допустимих скидів, уже в найближчий час на більшості діючих міських очисних споруд слід забезпечити зменшення $БПК_{повн}$ очищених стічних вод до 3-6 мг/л, концентрацій азоту амонійних солей - до 0,5-2 мг/л, знизити залишкові концентрації нітритів, нітратів, фосфатів і завислих речовин. Тому основними завданнями доочистки біологічно очищених стічних вод є:

1. Додаткове зниження БПК і концентрацій завислих речовин у зв'язку з підвищенням вимог до якості очистки стічних вод;
2. Вилучення із стічних вод сполук азоту й фосфору, які викликають бурхливий ріст водоростей і спричиняють евтрофікацію водойм;
3. Вилучення із стічних вод забруднень, що не видаляються при біологічній очистці - іонів важких металів, неокислюваних ПАР, нафтопродуктів, барвників й ін.;
4. Знезараження стічних вод;
5. Насичення очищених стічних вод киснем, особливо при їх наступному скиданні в рибогосподарські водойми.

Для доочистки біологічно очищених стічних вод у наш час можуть застосовуватись наступні методи:

1. Фільтрування через сітчасті перегородки чи зернисті завантаження;
2. Доочистка в біоставках із природною чи штучною аерацією;
3. Флотація;
4. Реагентна очистка з наступним освітленням стічних вод у відстійниках, освітлювачах, флотаторах, фільтрах із зернистим завантаженням;
5. Сорбція забруднень на активованому вугіллі;
6. Хімічне окислення забруднень із використанням сильних окислювачів - хлору, озону, перекису водню, перманганату калію;
7. Іонний обмін із використанням природних чи штучних іонообмінників;

8. Електрохімічні методи (електрокоагуляція, електрофлотація, анодне окислення);
9. Гіперфільтрація.

Як показує вітчизняний та закордонний досвід, доочистка біологічно очищених стічних вод забезпечує отримання води дуже високої якості, придатної не тільки для скидання в будь-які відкриті водойми, але і для технічного водопостачання промислових підприємств. Вже на сучасному рівні розвитку техніки і технології доочистки можливе отримання із стічних вод води питної якості. Однак доочистка стічних вод потребує великих капітальних і експлуатаційних витрат: загальні витрати на очисній станції збільшуються приблизно на 30-100 % і зростають із підвищенням ступеня вилучення забруднень.

12.2. Фільтрування біологічно очищених стічних вод

Для доочистки стічних вод фільтруванням застосовують барабанні сітки, мікрофільтри, фільтри із зернистим завантаженням, намивні фільтри.

Барабанні сітки застосовують на першому ступені доочистки стічних вод перед фільтрами із зернистим завантаженням.

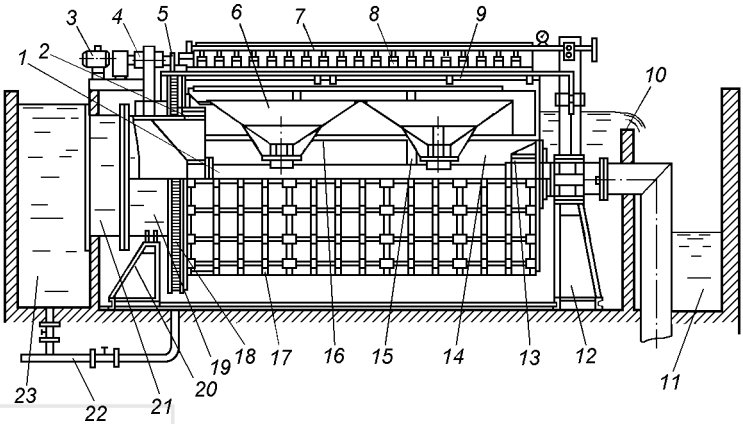
Основним елементом барабанної сітки є барабан зварної конструкції, на поверхні якого змонтовані сітчасті фільтруючі елементи (рис. 12.1). Барабан постійно чи періодично обертається за допомогою електродвигуна з редуктором (швидкість обертання 1,7-2,6 $хв^{-1}$) навкруги колектора промивної води, яка збирається за допомогою лійок, розміщених усередині барабана. Через отвір у торцевій стінці очищувані стічні води надходять усередину барабана, фільтруються в радіальному напрямку через сітчасті елементи й осад, який затримується на них, відтак через водозлив скидаються у відвідний канал. Сітчасті елементи промиваються струминами води із розбризкувачів, розміщених над барабаном.

Сітчастий елемент барабанної сітки являє собою рамку з робочою й підтримуючою сітками. Робоча сітка виготовляється з неіржавної сталі, латуні чи капрону і має розміри вічок від 0,3х0,3 до 0,5х0,5 мм, підтримуюча сітка виготовляється з неіржавної сталі чи латуні і має розміри вічок від 2х2 до 8х8 мм.

Безперервна чи періодична промивка фільтрованою водою здійснюється лише під час обертання барабанної сітки. Витрата промивної води складає відповідно 1-1,5 % чи 0,3-0,5 % витрати фільтрованої води. Для періодичної промивки зазвичай буває достатньо декількох оборотів барабана.

Барабанні сітки встановлюються в спеціальних залізобетонних чи металевих камерах (рис. 12.2) і занурюються у воду на 85 % свого діаметра. Лійки для збирання промивної води знаходяться на 100-150 мм вище рівня

Національний університет
води в сітці. Втрати напору в сітці не повинні перевищувати 0,1 м, перепад рівнів води на водозливі зазвичай складає 0,2 м, а втрати напору в підвідних комунікаціях - 0,5-0,7 м.



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 12.1. Барабанна сітка:
1 - труба для відводу промивної води; 2 - передній підшипник; 3 - електродвигун; 4 - редуктор; 5 - шестерня; 6 - лійка; 7 - трубопровід промивної води; 8 - розбризкувач; 9 - бактерицидні лампи; 10 - водозлив; 11 - канал фільтрату; 12 - задня рама; 13 - задній підшипник; 14 - барабан; 15 - поперечні зв'язки барабана; 16 - повздовжні зв'язки барабана; 17 - ребра жорсткості; 18 - велика шестерня; 19 - вхідна труба; 20 - передня рама; 21 - закладний патрубок; 22 - труби спорожнення; 23 - вхідний канал

Кількість робочих барабанних сіток приймається за їх продуктивністю (табл. 12.1). При кількості робочих сіток до 6 приймається 1 резервна сітка, при більшій кількості - 2 резервні сітки.

Барабанні сітки забезпечують видалення із стічних вод крупних пластівців активного мулу й інших домішок, що не затримуються у вторинних відстійниках. При цьому зниження вмісту завислих речовин складає 20-25 %, а $БПК_{повн}$ стічних вод зменшується на 5-10 % [1].

Мікрофільтри є різновидом барабанних сіток і відрізняються від останніх лише тим, що їх робоча сітка виготовляється лише з неіржавної сталі й має розміри вічок 35-40 мкм (число отворів сітки при цьому складає декілька тисяч на 1 $см^2$). Обертання та промивка мікрофільтрів здійснюється безперервно. Витрата фільтрованої води на промивку мікрофільтрів складає 3-4 % витрати доочищуваних стічних вод.

Малі розміри вічок робочої сітки дозволяють вилучати із стічних вод дрібні домішки, що, у порівнянні з барабанними сітками, значно збільшує область застосування мікрофільтрів. Вони можуть застосовуватись, як самостійні споруди. За концентрацій завислих речовин до 40 мг/л мікрофільтри забезпечують зниження їх вмісту на 50-50 %, значення $БПК_{повн}$ при цьому зменшуються на 25-30 %.

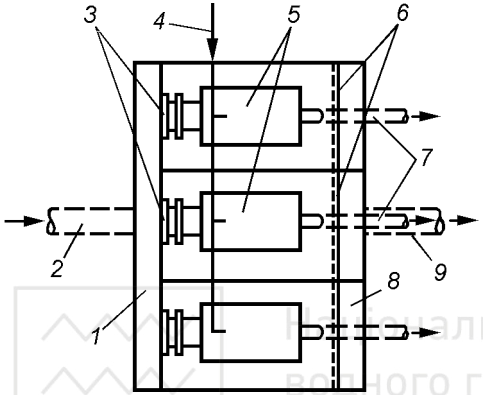


Рис. 12.2. Схема встановлення барабанних сіток:
1 - вхідний канал; 2 - подача стічної води; 3 - шибери; 4 - трубопровід промивної води; 5 - барабанні сітки; 6 - водозлив; 7 - відвід промивної води; 8 - канал фільтрату; 9 - відвідний трубопровід фільтрату

Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця 12.1

Характеристика барабанних сіток і мікрофільтрів [2]

Типорозміри, м (діаметр х довжина)	Пропускна здатність, $м^3$/год		Орієнтовні габарити установки, мм (довжина х ширина х висота)	Номінальна потужність електродвигуна, КВт
	БСБ	МФБ		
1,5 х 1,9	420	100	3620 х 1850 х 2750	2,2
1,5 х 2,8	620	160	4525 х 1850 х 2750	2,2
1,5 х 3,7	840	210	5450 х 1850 х 2750	2,2
3,0 х 2,8	1500	400	4545 х 3156 х 4240	3,0
3,0 х 3,7	2000	530	5460 х 3156 х 4240	3,0
3,0 х 4,6	2500	660	6375 х 3156 х 4240	3,0

Примітка: БСБ і МФБ - відповідно барабанна сітка та мікрофільтр, обладнані бактерицидними лампами.

Кількість робочих мікрофільтрів приймається за їх продуктивністю. При кількості робочих мікрофільтрів до 4 приймається 1 резервний мікрофільтр, при більшій кількості робочих мікрофільтрів - 2 резервні мікрофільтри.

Найпоширенішими спорудами для доочистки стічних вод є **фільтри із зернистим завантаженням**.

Завантаження фільтрів для доочистки стічних вод може бути одношаровими, двошаровими чи комбінованим - каркасно-засипним. У фільтрах використовують зернисті фільтруючі матеріали з густиною як більшою, так і меншою густини води. До перших відносяться кварцовий пісок, гравій, гравійний щебінь, антрацит, керамзит, до других - полімери (полістирол, поліуретан, подрібнений пінопласт), а також природні матеріали - водонепроникні гранули шунгізиту, склопора чи гранульовані шлаки. Розрізняють дрібнозернисте (розмір частинок 0,2-0,4 мм), середньозернисте (0,4-0,8 мм), крупнозернисте (0,8-1,5 мм), а також підтримуюче (2-16 мм) завантаження. За напрямком фільтрування зернисті фільтри бувають із вертикальним висхідним чи низхідним, а також із горизонтальним чи радіальним рухом рідини. У залежності від способу створення напору під час фільтрування фільтри класифікуються, як безнапірні, напірні чи комбіновані. За швидкістю фільтрування зернисті фільтри поділяються на повільні (швидкість фільтрування 0,1-0,5 м/год), напівшвидкі (0,5-3,0 м/год), швидкі (3,0-25,0 м/год) і понадшвидкі (швидкість фільтрування понад 25 м/год). Промивка завантаження зернистих фільтрів може бути водяною з розпушенням фільтруючого шару, водоповітряною з розпушенням фільтруючого шару або повітряною без розпушення фільтруючого шару. Системи для збирання і розподілу промивної та фільтрованої води конструктивно можуть бути виконані у вигляді дірчастих чи щілинних стальних, чавунних, азбестоцементних й пластмасових труб, або у вигляді лотків [3].

На рис. 12.3 наведена схема **одношарового безнапірного швидкого фільтра** з низхідним напрямком фільтрування рідини. Відкритий фільтр являє собою квадратний чи прямокутний у плані залізобетонний резервуар, завантажений шаром фільтруючого зернистого матеріалу. Фільтруючий матеріал вкладається на підтримуючі шари, у товщі яких розміщена дренажна система, призначена для відводу фільтрованої води й рівномірного розподілу промивної води. У верхній частині фільтра розміщені жолоби для подачі стічної води та відведення брудної промивної води. Вздовж фільтра розміщується апаратура для управління його роботою, зокрема регулятори швидкості фільтрування чи витратомір з регулятором для фільтрату. Висота шару води над завантаженням фільтра приймається зазвичай не меншою 2 м.

Доочищувані стічні води подаються в карман фільтра й далі жолобами надходять безпосередньо у фільтр. У процесі фільтрування відбувається вилучення з біологічно очищених стічних вод частинок активного мулу чи біологічної плівки і накопичення їх у фільтруючому завантаженні. Донині відсутня єдина теорія, яка могла б пояснити складні фізико-хімічні та біологічні процеси, що відбуваються в завантаженні зернистих фільтрів. Більшість

Національний університет
водного господарства
та природокористування

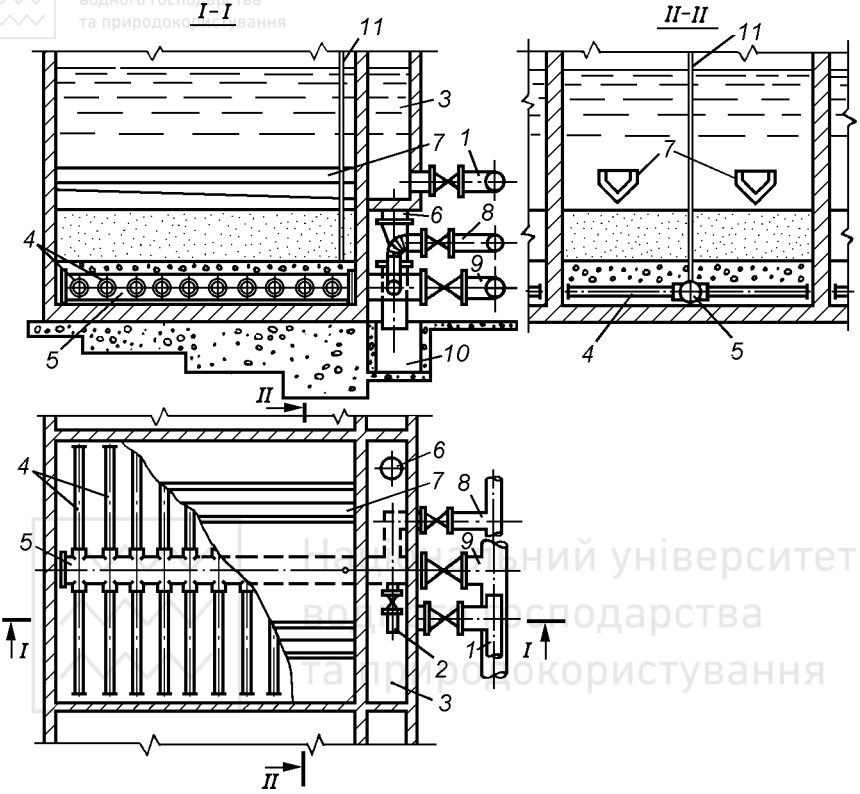


Рис. 12.3. Схема одношарового безнапірного швидкого фільтра:
1 - трубопровід доочищуваних стічних вод; 2 - трубопровід для збору першого фільтрату; 3 - карман; 4 - відгалуження трубчастого дренажу; 5 - колектор дренажу; 6 - трубопровід для скиду промивних вод з карману фільтра в канал; 7 - промивні жолоби; 8 - трубопровід для відводу фільтрованої води; 9 - трубопровід промивної води; 10 - канал для скиду промивних вод; 11 - трубопровід для подачі повітря

дослідників, однак, вважають, що доочистка біологічно очищених стічних вод відбувається внаслідок протікання двох процесів: механічного затримання суспендованих частинок і їх біохімічного перетворення.

Доочищені стічні води збираються за допомогою трубчастого дренажу. З часом, внаслідок кольматації поверхневого шару й просування фронту забруднень усередину завантаження, зростає його гідравлічний опір і наступає момент, коли відбувається погіршення якості фільтрату. Тривалість фільтроциклу залежить від багатьох чинників: вмісту й властивостей домішок

Національний університет водного господарства та природокористування
стічних вод, швидкості фільтрування, товщини шару завантаження та його розмірів.

Промивна вода (зазвичай фільтрат) подається під тиском у дренажну систему, рівномірно розподіляється по площі фільтра та піднімається вгору через завантаження із швидкістю, яка забезпечує перехід зерен фільтруючого матеріалу в завислий стан. При зштовхуванні зерен між собою забруднення відмиваються потоком промивної води й виносяться із завантаження.

Завантаження одношарових фільтрів із низхідним напрямком фільтрування влаштовують із дрібнозернистого кварцового піску діаметром зерен 1,2-2 мм (еквівалентний діаметр 1,5-1,7 мм) чи із крупнозернистого гранітного щебеню діаметром зерен 3-10 мм (еквівалентний діаметр 5,5 мм). У першому випадку, за товщини шару завантаження 1,2-1,3 м і швидкості фільтрування 6-7 м/год, ефективність доочистки стічних вод за завислими речовинами складає 70-75 %, а за $БПК_{повн}$ - 50-60 %.

У порівнянні з дрібнозернистим кварцовим піском, крупні фракції завантаження фільтрів із гранітного щебеню замулюються менше, що призводить до збільшення пропускної здатності фільтра в 1,6, а тривалості фільтроциклу в 1,5-2 рази (до 12-24 год). Однак, як і слід чекати, ефективність доочистки стічних вод за завислими речовинами при цьому зменшується до 45-50 %, а за $БПК_{повн}$ - до 35-40 %.

Водоповітряна промивка одношарових фільтрів із завантаженням із мілкозернистого кварцового піску (крупнозернистого гранітного щебеню) здійснюється в три етапи: I етап - подача повітря з інтенсивністю 20 (16) л/(с.м^2) на протязі 2 (3) хв; II етап - водоповітряна обробка з інтенсивністю подачі повітря 20 (16) л/(с.м^2) і води 5 (10) л/(с.м^2) на протязі 12 (4) хв; III етап - подача води з інтенсивністю 7 (15) л/(с.м^2) на протязі 8 (3) хв [1]

Збільшення грязеємності фільтрів без зменшення ефективності доочистки стічних вод досягається застосуванням фільтрів із багатошаровим завантаженням. Наявність у багатошаровому фільтрі верхніх крупнозернистих шарів зумовлює велику глибину проникання забруднень, а наявність нижнього дрібнозернистого піщаного шару - достатньо високу ефективність фільтрування. Тому в практиці доочистки стічних вод значного поширення набули **двошарові фільтри**, які за конструкцією принципово не відрізняються від одношарових.

Як матеріал верхнього фільтруючого шару товщиною 0,4-0,5 м застосовується антрацит чи керамзит діаметром зерен 1,2-2 мм, а нижнього шару - кварцовий пісок діаметром зерен 0,7-1,6 мм. Для запобігання перемішуванню шарів завантаження між собою промивка двошарових фільтрів здійснюється лише водою з інтенсивністю 14-16 л/(с.м^2) на протязі 10-12 хв. Ефективність доочистки стічних вод при цьому складає 60-70 % за завислими речовинами і 70-80 % за $БПК_{повн}$.

Каркасно-засипний фільтр (КЗФ) є різновидом фільтрів, у яких використовується принцип фільтрування в напрямку зменшуваної крупності зерен завантаження. За конструкцією КЗФ подібний до звичайного фільтра з фільтруванням води згори вниз і верхнім відведенням промивної води (рис. 12.4). У КЗФ на підтримуючий гравійний шар спочатку вкладають шар гравію крупністю 40-60 мм товщиною 1,8 м - так званий «каркас», який на висоту 0,9 м засипають піском крупністю зерен 0,8-1 мм. Таким чином, КЗФ - це фактично двошаровий фільтр, верхній гравійний шар якого затримує найкрупніші частинки (приблизно 20-40 % загальної кількості), а нижній - гравійно-піщаний, - інші частинки, що залишились у воді. Завдяки цьому КЗФ має більшу грязеємність, ніж фільтри інших конструкцій, і барабанні сітки перед ним не встановлюються.

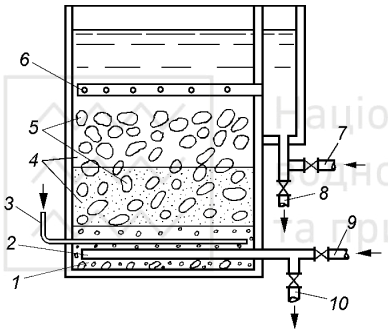


Рис. 12.4. Схема каркасно-засипного фільтра:
1 - підтримуючий шар із гравію; 2 - розподільна система для води; 3 - подача повітря при промивці; 4 - піщана засипка; 5 - гравійний каркас; 6 - трубчаста система для подачі доочищуваної та відведення фільтрованої води; 7 - подача доочищуваної води; 8 - відвід промивної води; 9 - подача промивної води; 10 - відвід фільтрованої води

При розрахунку КЗФ приймають: швидкість фільтрування - 10 м/с, тривалість фільтроциклу - 20 год, висоту шару води над піщаним завантаженням - біля 2 м, втрати напору в завантаженні до кінця фільтроциклу - до 3-3,5 м. За початкових концентрацій в доочищуваних стічних водах завислих речовин до 20, $БПК_{повн}$ - до15-20 і ПАР - до 2,5 мг/л, КЗФ забезпечує зменшення їх концентрацій відповідно на 70-80, 70 і 80 %.

Промивка КЗФ може бути як водяною, так і водоповітряною. Інтенсивність водяної промивки приймається в межах 14-15 л/(с.м^2), а її тривалість - 8 хв. Водоповітряну промивку здійснюють у наступному режимі: спуск води до рівня піску; водоповітряна промивка на протязі 5-7 хв з інтенсивністю подачі повітря 14-16 і води 6-8 л/(с.м^2); подача води з інтенсивністю 14-15 л/(с.м^2) на протязі 3 хв. Витрата промивної води при цьому складає 3-5% об'єму очищеної води. Особливість процесу промивки КЗФ полягає у відмиванні власне частинок піску і відтиранні поверхні нерухомого каркасу піском, що переміщається в його порах.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

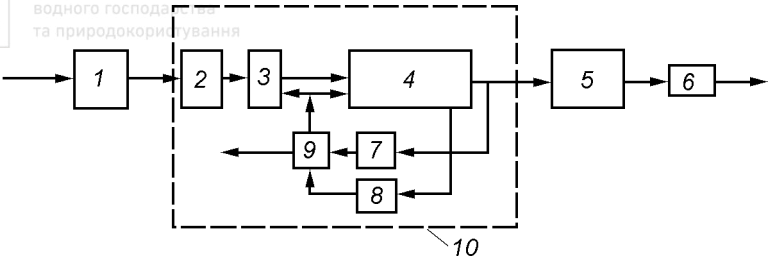


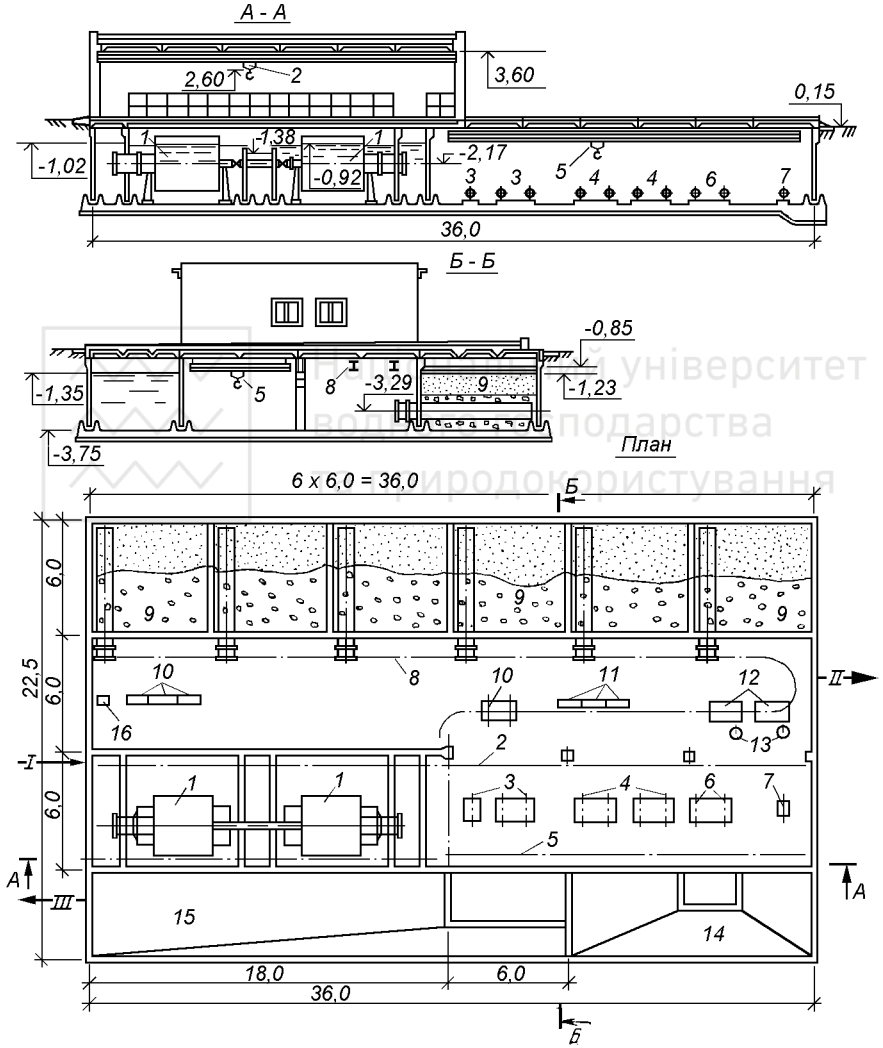
Рис. 12.5. Схема станції доочистки стічних вод:
1 - приймальний резервуар; 2 - насоси для подачі стічних вод на фільтрувальні споруди; 3 - барабанні сітки; 4 - фільтри із зернистим завантаженням; 5 - хлораторна установка; 6 - контактний резервуар; 7 - резервуар води для промивки барабанних сіток і фільтрів; 8 - резервуар брудних промивних вод; 9 - насосна станція для подачі води на промивку і забрудненої промивної води в «голову» очисних споруд; 10 - контур приміщення фільтрувальної станції

Станція доочистки стічних вод фільтруванням (рис. 12.5) має у своєму складі насосну станцію з приймальним резервуаром для подачі стічних вод на доочистку, барабанні сітки для попереднього вилучення із стічних вод крупних домішок, власне фільтри, резервуар для збирання брудної промивної води, резервуар-накопичувач промивної води (доочищеної стічної води) і насоси для її подачі на промивку фільтрів. У залежності від якості доочищуваних стічних вод їх хлорування можна здійснювати як до, так і після фільтрування. Попереднє хлорування зменшує біологічне обростання трубопроводів, покращує санітарний стан завантаження й дозволяє обійтися без контактних резервуарів, але потребує підвищених доз хлору і викликає руйнування окремих елементів барабанних сіток. Внаслідок цього хлорування рекомендується здійснювати вже після фільтрів.

Розроблені типові проекти станцій доочистки стічних вод на піщаних фільтрах продуктивністю 2,7, 4,2, 7,0, 10,0, 17,0 і 25,0 тис. $м^3$/добу (табл. 12.2). У цих типових проектах блок фільтрів знаходиться разом із виробничо-допоміжними приміщеннями. Фільтри й допоміжні резервуари усередині

Рис. 12.6. Фільтрувальна станція продуктивністю 25 тис. $м^3$/добу:
I - дочищувані стічні води; II - доочищені стічні води; III - стічні води після барабанних сіток; 1 - барабанні сітки; 2,5 - крани ручні підвісні; 3 - насоси подачі води на промивку; 4 - насоси подачі води на фільтрування; 6, 10 - насоси для перекачки відповідно води після промивки й технічної води; 7 - дренажний насос; 8 - таль ручна пересувна; 9 - фільтри із зернистим завантаженням; 11 - гідропульти; 12 - повітродувки; 13 - глушники шуму; 14 - резервуари забрудненої промивної води; 15 - приймальний резервуар води після барабанних сіток; 16 - переносний електронасос ГНОМ

станції розміщуються паралельними блоками, з'єднаними галереєю обслуговування. Між вказаними технологічними ємностями на одному рівні з їх дном розміщені відділення барабанних сіток і насосна станція. У наземному павільйоні станції розміщені щитова, операторська, вентиляційна камера й санвузол. Окремо від станцій розміщуються вхідна камера фільтрів, яка являє собою вертикальну циліндричну ємність, і контактні резервуари.



На рис. 12.6 наведена компановка приміщення фільтрувальної станції продуктивністю 25,0 тис. м^3/добу за ТП 902-04-1. Розроблені також типові проекти станцій доочистки стічних вод на каркасно-засипних фільтрах продуктивністю 35,0, 50,0, 70,0 і 200,0 тис. м^3/добу (типові проекти відповідно ТП 902-4-11.84, ТП 902-4-10.84 і 902-4-12.86).

Таблиця 12.2

Станції доочистки стічних вод на піщаних фільтрах

Продуктивність, м^3/добу	Розміри підземної частини, м	Розміри надземної частини, м	Площа забудови, м^2	Типовий проект
2700	12 х 24	6 х 24	513	ТП 902-2-325
4200	15 х 24	6 х 24	603	ТП 902-2-326
7000	18 х 24	6 х 24	693	ТП 902-4-7.83
10000	24 х 24	12 х 9	706,4	ТП 902-04-1
17000	36 х 22,5	12 х 18	1016,33	ТП 902-04-1
25000	24 х 36	12 х 18	1110,97	ТП 902-04-1

Для доочистки міських стічних вод знаходять застосування **фільтри з плаваючим завантаженням із пінополістиролу (ФПЗ)**, які розроблені в УІІВГ [4]. Найчастіше - це фільтри з низхідним рухом рідини типу ФПЗ-4 (рис. 12.7). Завантаженням фільтрів є гранули спіненого полістиролу діаметром 1-12 мм, товщина завантаження складає 0,9-1,2 м. Оскільки спінений полістирол легший за воду, то для його підтримання в затопленому стані у фільтрі влаштовується решітка, під якою завантаження самочинно сортується: великі за розміром кульки опиняються зверху, а менші - знизу. Таким чином, фільтрування стічних вод у ФПЗ здійснюється в напрямку зменшення діаметра завантаження. Тому, на відміну від інших фільтрів, ФПЗ мають значно більшу грязеємність і на їх роботу відносно мало впливає підвищений винос завислих речовин із вторинних відстійників.

Через розподільний канал доочищувані стічні води надходять у надфільтровий простір ФПЗ-4 і далі фільтруються через плаваюче завантаження згори вниз. Збирання і виведення фільтрату здійснюється за допомогою середньої дренажної системи. Промивка ФПЗ-4 здійснюється після досягнення розрахункових втрат напору в завантаженні (1-1,5 м) низхідним потоком води, накопиченої у надфільтровому просторі. За інтенсивності промивки 13 л/(с.м^2) шар завантаження розріджується на 30-60 % і промивається протягом 4-6 хв.

Ефективність доочистки стічних вод на фільтрах ФПЗ-4 за завислими речовинам і БПК рівнозначна ефективності доочистки на фільтрах із двошаровим завантаженням. За умови підтримання швидкості фільтрування 10 м/с ФПЗ-4 забезпечують зниження концентрацій завислих речовин до 3-6 мг/л і $БПК_{повн}$ до 5-8 мг/л.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

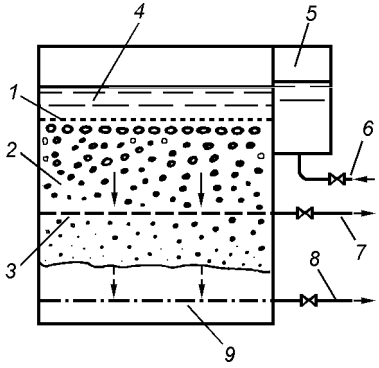


Рис. 12.7. Схема фільтра ФПЗ-4: 1 - утримуюча решітка; 2 - плаваюче завантаження; 3 - середня дренажна система; 4 - надфільтровий простір; 5 - розподільний канал; 6 - доочищувана вода; 7 - доочищена вода; 8 - промивна вода; 9 - нижня дренажна система

Безсумнівними перевагами фільтрів із плаваючим завантаженням є їх економічність, простота конструкції та експлуатації, надійність роботи, довговічність фільтруючого завантаження, відсутність спеціальних промивних насосів і ємностей промивної води, здатність завантаження до самостійної гідравлічного сортування в процесі промивки в напрямку зменшення діаметру гранул завантаження.

Практикою встановлено, що на поверхні фільтруючого завантаження зернистих фільтрів утворюється біоплівка і вони працюють, як біореактори із закріпленою біомасою, в яких продовжуються процеси біохімічного окислення забруднень. Для створення аеробних умов у завантаженні важливо, щоб у доочищуваних стічних водах був достатній запас розчиненого кисню. Для використання цього явища розроблені спеціальні конструкції фільтрів, зокрема, запропонований Академію комунального господарства (м. Москва) **аерований фільтр Оксипор** [5]. Завантаженням такого фільтра (рис. 12.8) є недроблений керамзит (крупність зерен 5-10 мм) товщиною шару 1,2 м, а підтримуючий шар товщиною 0,4 м влаштовують із гравію крупністю 10-20 мм.

У фільтрі Оксипор доочищувані стічні води рухаються згори вниз. Подача стічних вод у фільтр здійснюється через розподільну лійку, відведення фільтрату і подача промивної води - через нижній трубчастий дренаж із сифоном, який необхідний для постійного підтримання завантаження фільтра в затопленому стані. Для аерації стічних вод у товщі фільтруючого завантаження на глибині 50-60 см розміщується трубчаста система для розподілу повітря, яка виконується з неіржавних стальних чи пластмасових труб з отворами діаметром не менше 3 мм. Внаслідок подачі повітря у фільтрі формуються дві зони: біологічного окислення - у верхній і механічного фільтрування - в нижній частині завантаження. Концентрація розчиненого кисню у верх-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

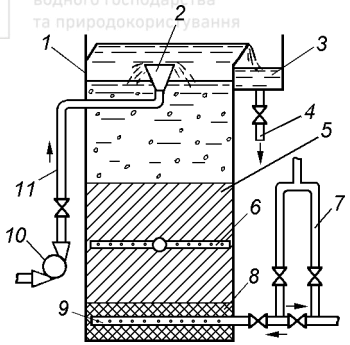


Рис. 12.8. Схема фільтра Оксипор: 1 - корпус фільтра; 2 - розподільна лійка; 3 - карман для збирання промивної води; 4 - відведення промивної води; 5 - завантаження; 6 - пристрій для подачі й розподілу повітря; 7 - сифон; 8 - підтримуючий шар із гравію; 9 - система для відводу фільтрованої і подачі промивної води; 10 - подаючий насос; 11 - подаючий трубопровід

ній зоні складає 5-6 мг/л, що дозволяє здійснювати процес біохімічного окислення забруднень стічних вод із великою інтенсивністю.

За нормальної швидкості фільтрування 3 м/год і питомої витрати повітря 3 $м^3$ на 1 $м^3$ доочищуваних стічних вод, фільтр Оксипор забезпечує зменшення концентрацій завислих речовин - на 90, $БПК_5$ і нафтопродуктів - на 80, а ХПК і ПАР - на 70 %. Навантаження на поверхню фільтра при цьому не повинно перевищувати 120 г $БПК_5/(м^2.год)$.

Промивка завантаження фільтра Оксипор здійснюється один раз на добу протягом 10 хв з інтенсивністю 14-16 $л/(с.м^2)$, промивна вода повертається в «голову» очисних споруд.

Подача кисню у фільтруюче завантаження може бути здійснена також шляхом його періодичного оголення і заповнення пор атмосферним повітрям. Такий спосіб фільтрування стічних вод реалізований в **гідроавтоматичному фільтрі з плаваючим завантаженням із пінополістиролу АФПЗ**, розробленому в УІВГ (рис. 12.9), завантаженням якого служить пінополістирол крупністю 8-10 мм товщиною шару 120 см. Фільтрування стічних вод в АФПЗ відбувається згори вниз у напрямку зменшення діаметра гранул завантаження [6].

Фільтр АФПЗ включається в роботу, коли спрацьовує сифон фільтрату. Для цього корпус фільтра повинен бути заповнений доочищуваною водою до відмітки $Z_{ср}$, повітря - видалене із сифона фільтрату, а повітряна трубка - занурена під рівень води у сифоні спорожнення. Оскільки пропускна спроможність сифона фільтрату більша, ніж витрата доочищуваних стічних вод, то рівень води у фільтрі поступово знижується, а завантаження оголюється і контактує з повітрям. Внаслідок малої щільності гранул пінополістиролу фільтруючий шар при цьому не опускається. При зниженні рівня води до

Національний університет
водного господарства
та природокористування

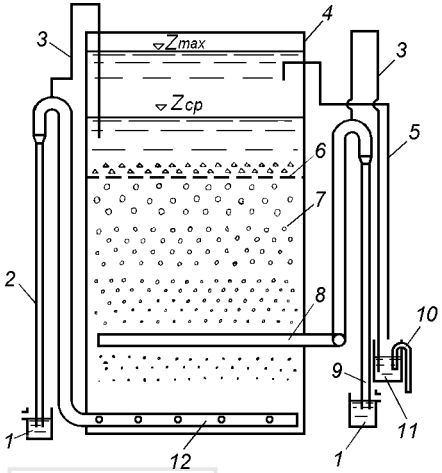


Рис. 12.9. Схема гідроавтоматичного фільтра з плаваючим завантаженням:
1 - бак-гідрозатвор; 2 - сифон промивної води; 3 - повітряна трубка; 4 - корпус; 5 - сифон наповнення; 6 - утримуюча решітка; 7 - плаваюче завантаження; 8 - середній дренаж; 9 - сифон фільтрату; 10 - сифон спорожнення; 12 - нижній дренаж

Національний університет
водного господарства
та природокористування

рівня середнього дренажу відбувається «зрив» вакууму в трубопроводі для відводу фільтрату й рівень води знову починає підвищуватися.

Із накопиченням забруднень у товщі завантаження і зростанням його гідравлічного опору рівень води піднімається до відмітки $Z_{\max}$ і фільтр виводиться на промивку. Промивка здійснюється при спрацьовуванні промивного сифона, яке відбувається тільки після припинення відведення фільтрату внаслідок «зриву» вакууму у відповідному сифоні. Промивка завантаження здійснюється низхідним потоком води з надфільтрового простору з інтенсивністю 13-15 $м^3/(с.м^2)$ на протязі 2-4 хв.

За концентрацій завислих речовин в доочищуваних стічних водах 30-40 мг/л тривалість фільтроциклу АФПЗ складає біля 3 діб. При швидкостях фільтрування 8-15 м/год ефект вилучення органічних забруднень за ХПК і $БПК_5$ становить відповідно 50-60 і 60-70 %, а зменшення концентрацій амонійного азоту - 80 %. Крім переваг, характерних для ФПЗ, застосування АФПЗ дозволяє підвищити ефективність доочистки стічних вод і скоротити експлуатаційні витрати за рахунок повної автоматизації процесу.

Характеристики та ефективність процесу доочистки стічних вод на фільтрах різних типів наведені в таблиці 12.3.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 12.3

Характеристики та ефективність процесу доочистки стічних вод на фільтрах різних конструкцій [7]

Тип фільтра	Швидкість фільтрування, м/год	Ефективність доочистки стічних вод, %		
		за завислими речовинами	за $БПК_{повн}$	за ХПК
Двохступінчастий з аерацією на другому ступені	6-7	80-90	75-80	30-40
З висхідним потоком води із низьким (горизонтальним) відводом промивної води	11-12	70-85	50-65	30-40
З пінополіуретановим завантаженням	10	92-93	50-60	-
Понадшвидкісний фільтр системи Г.Н.Нікіфорова	50-100	70-80	40-50	40-50
Напірний намивний	1-2	85-90	80-85*	-

*ефективність доочистки за $БПК_5$

12.3. Доочистка стічних вод у біоставках

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Для доочистки біологічно очищених стічних вод можуть застосовуватись аеробні біологічні ставки, в яких окислення органічних забруднень здійснюється симбіозом бактерій і водоростей.

Бактеріальне окислення органічних забруднень у біологічних ставках здійснюється не тільки киснем, який надходить у воду внаслідок процесів реаерації чи штучної аерації, але і киснем, що виділяється водоростями в процесі фотосинтезу. У свою чергу, водорості споживають вуглекислоту, фосфати й амонійний азот, які вивільняються при бактеріальному окисленні органічних речовин. Таким чином, мінералізація органічних забруднень у біоставках здійснюється за участю як сапрофітних бактерій, так і водоростей, головним чином протококових (Chlorella, Scenedesmus й ін.). Симбіоз бактерій і водоростей до кінця процесу доочистки змінюється антагонізмом: внаслідок виділення водоростями бактерицидних речовин відбувається відмирання бактерій, зокрема патогенних кишкової групи. Тому в біологічних ставках має місце не тільки окислення органічних речовин та видалення біогенних елементів, але й зменшення бактеріального забруднення стічних вод. Важливою умовою при цьому є наявність у воді розчиненого кисню в концентраціях не менших 1 мг/л, а також перемішування води, яке унеможливлює утворення анаеробних зон.

Робота біологічних ставків залежить від кліматичних умов, головним чином, від температури. У теплий період року $БПК_{повн}$ стічних вод, доочищених у біоставках, як правило, не знижується менше 5-6 мг/л, а вміст завислих

речовин - менше 15-30 мг/л. При бурхливому цвітінні води ці показники можуть навіть зростати. У холодний період року, не дивлячись на зменшення швидкості споживання кисню і, відповідно, швидкості окислення органічних забруднень, внаслідок тривалого перебування в біологічних ставках стічних вод можна досягнути зменшення їх $БПК_{повн}$ до 3-4 мг/л, а концентрацій завислих речовин - до 10 мг/л.

Слід розуміти, що навіть при найсприятливіших умовах на виході з біоставків неможливо отримати значень $БПК_{повн}$, близьких до нуля. Це зумовлюється внутрішньоводоймищними процесами, пов'язаними з виділенням у воду продуктів життєдіяльності водних організмів і розпаду відмерлих форм. Згідно СНиП 2.04.03-85 залишкова $БПК_{повн}$ доочищених стічних вод у літній період року приймається рівною 2-3 (в період цвітіння води - до 5), а у зимовий - 1-2 мг/л.

Біоставки для доочистки стічних вод можуть бути як із природною, так із штучною аерацією. За конструкцією вони подібні до ставків для біологічної очистки стічних вод (див. розділ 8). Біоставки з природною аерацією влаштовуються у випадках, коли $БПК_{повн}$ доочищуваних стічних вод не перевищує 25 мг/л.

Професор І.Д.Родзіллер рекомендує влаштовувати біоставки з природною аерацією триступінчастими: перший біоставок виконує функцію відстійника, другий - основного окислювача, а третій являє собою стабілізатор, в якому закінчуються процеси окислення забруднень і відбувається насичення води киснем. Біоставок першого ступеню розраховується на добове перебування в ньому стічних вод і може мати глибину кожного з двох відділень до 3 м. Глибина біоставків другого та третього ступенів приймається в межах 0,3-1 м. Зменшення $БПК_{повн}$ доочищуваних стічних вод рекомендується приймати 10-15 - у біоставку першого і 40-50 % - у біоставку другого ступеню [2].

Застосування штучної пневматичної, механічної, пневмомеханічної або струминної аерації стічних вод призводить до збільшення в 3-3,5 рази навантаження на біоставки й дозволяє збільшити їх глибину до 3-3,5 м.

Розрахунок біоставків доочистки здійснюється за СНиП 2.04.03-85 подібно до розрахунку біоставків для очистки стічних вод. При розрахунку аераторів питому витрату кисню приймають рівною 2-3 г на 1 г знятої $БПК_{повн}$.

У таблиці 12.4 наведені узагальнені дані, які характеризують ефективність доочистки в біоставках стічних вод десяти міст України. З наведених даних видно, що в зимовий період біоставки забезпечують суттєве збільшення прозорості, зменшення вмісту завислих речовин, окислюваності та $БПК_5$ стічних вод, концентрацій амонійного азоту, підвищення вмісту розчиненого кисню. Менш суттєво при цьому зменшується ХПК і концентрації нітратів. В процесі доочистки спостерігається зменшення концентрацій роданідів, кап-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 12.4

Ефективність доочистки стічних вод в біоставках [8]

Показники	Холодний період року		Теплий період року	
	Значення показників після біоставків	Ефективність доочистки, %	Значення показників після біоставків	Ефективність доочистки, %
Прозорість, см	20-30	10-50	10-30	10-30
Завислі речовини, мг/л	10-30	30-70	10-50	10-50
Розчинний кисень, мг/л	5-15	-	5-15	-
pH	7,5-8,5	-	7,5-9	-
Окислюваність, мг/л	5-30	30-50	5-30	10-30
$БПК_5$, мг/л	До 5-10	70-100	До 5-15	10-30
ХПК, мг/л	5-150	До 10	50-200	До 10
Азот амонійний, мг/л	0-5	70-100	0-5	70-100
Азот нітратів, мг/л	1-15	До 10	0-15	До 10-30
Щільний залишок, мг/л	700-800	До 10-30	600-700	До 10-30

ролактаму, сірковуглецю й сірководню за рахунок їх розкладання, а миш'яку й цинку - за рахунок осадження. Загальна мінералізація стічних вод після біоставків дещо зменшується, хоча періодично відмічається збільшення щільного залишку за рахунок процесів випаровування.

У порівнянні із зимовим, в літній період у доочищених стічних водах спостерігаються дещо більші значення окислюваності, $БПК_5$ й інших показників, що пояснюється інтенсивним розвитком і загниванням вищої водної рослинності й фітопланктону. У літній період відмічалось зменшення прозорості води у 3 рази частіше, збільшення концентрацій амонійного азоту (вище 5 мг/л), окислюваності, $БПК_5$, ХПК і вмісту завислих речовин (вище 30-50 мг/л) майже в 2 рази частіше, ніж у холодний період року.

При попередньому хлоруванні та достатньо високій концентрації в стічних водах залишкового хлору (0,8-1 мг/л) колі-титр має досить високе значення (1,0-10,0) і практично не змінюється в процесі доочистки. Якщо залишкова концентрація хлору невелика (до 0,2 мг/л), то колі-титр, як і без обробки хлором, збільшується на 1-2 порядки і на виході з біоставків складає 10^{-2}-10^{-3}.

Робота біоставків може бути значно ефективнішою за рахунок висаджування в них (або в їх останніх ступенях) вищої водної рослинності: комишу, очерету, рогози, сусаку тощо. Водночас із біохімічним окисленням органічних речовин при цьому відбувається поглинання та накопичення мінеральних і органічних речовин, їх окислення й детоксикація за участю вищої водної рослинності. Згідно СНиП 2.04.03-85 у тих випадках, коли останній ступінь біоставка засаджується вищою водною рослинністю, $БПК_{повн}$ доочищених стічних вод може зменшуватись до 3 мг/л.

Національний університет

Останнім часом для глибокої доочистки біологічно очищених стічних вод застосовуються так звані **біоплато** чи **мочари**, які являють собою засипані щебенем і засаджені вищою водною рослинністю неглибокі ставки чи канави. Як вказується в окремих публікаціях, за тривалості перебування у біоплато 1-3 доби ці споруди забезпечують досить високий ступінь доочистки стічних вод. Однак застосування біоплато стримується через відсутність нормативних рекомендацій щодо їх проектування та експлуатації.

12.4. Реагентні та сорбційні методи доочистки стічних вод

Реагентні методи доочистки дозволяють комплексно вирішувати завдання освітлення стічних вод, зменшення їх БПК і ХПК, видалення фосфору, іонів важких металів й інших забруднень.

Технологічні схеми реагентної доочистки стічних вод, як правило, аналогічні використовуваним у водопостачанні для очистки питної води. Як реагенти при доочистці стічних вод зазвичай використовують $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$, $Fe_2(SO_4)_3$, CaO. Крім цього, поряд з мінеральними коагулянтами використовують також синтетичні флокулянти різноманітних марок: ПАА, ВА-2 й ін.

Введення в біологічно очищені стічні води вказаних реагентів окремо, чи в комбінації один з одним, викликає коагуляцію грубодисперсних і колоїдних домішок, сорбцію на утворюваних пластівцях гідроксидів $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_3$ і $Ca(OH)_2$ частини розчинних органічних і мінеральних домішок, чим досягається зменшення БПК та ХПК води. При реагентній обробці відбувається вилучення із стічних вод одного з найважливіших біогенних елементів - фосфору, головним чином, за рахунок утворення його важкорозчинних сполук із алюмінієм, залізом чи кальцієм.

Орієнтовні дози реагентів для доочистки міських стічних вод складають: $Al_2(SO_4)_3$ (по Al_2O_3) - 30-50, $FeSO_4$ - 40-50 і $FeCl_3$ - 50-70 мг/л. Доза вапна встановлюється з урахуванням вихідної лужності води й дози реагенту, який вводиться разом із вапном. Введення реагентів у зазначених дозах забезпечує зменшення $БПК_5$ стічних вод на 60-90 % і вилучення 70-98 % фосфатів; ефективність очистки за завислими речовинами залежить від якості освітлення. У таблиці 12.5 наведені результати реагентної обробки біологічно очищених міських стічних вод.

При доочистці стічних вод вапнуванням дози вапна складають 300-500 мг/л за CaO. Після введення вапна pH стічних вод зростає до 10,5-11,5 і починаються процеси пом'якшення води з утворенням $CaCO_3$, $Mg(OH)_2$ та інших сполук. За високих значень pH аміак може бути видалений із води

Національний університет
аерацією повітрям. Після вапнування і освітлення стічних вод їх необхідно нейтралізувати кислотою.

Таблиця 12.5

Результати реагентної обробки біологічно очищених міських стічних вод [9]

Показники	Біологічно очищена стічна вода	Коагульована стічна вода	
		Доза $Al_2(SO_4)_3$ 1,0 мг-екв/л	Доза $FeSO_4$ 0,8 мг-екв/л
Завислі речовини, мг/л	15-35	3-6	3-6
Лужність загальна, мг-екв/л	3,0-5,5	2,2-4,5	1,4-2,1
Сульфати, мг/л	200-250	260-310	240-390
Азот органічний, мг/л	5-8	1,6-1,8	1,1-1,5
Азот амонійний, мг/л	20-25	20-25	18-22
Кремнієва кислота, мг/л	8,0-15	6,6-10,5	4,8-7,3
Фосфати, мг/л	2,5-5,0	0,12-0,37	0,09-0,26
Залізо загальне, мг/л	0,3-0,56	0,15-0,17	0,16-0,2
Алюміній, мг/л	0,2-0,24	0,09-0,1	0,07-0,08
Активний хлор, мг/л	1,0-2,0	0,35-0,6	0,2-0,3
ХПК, мг/л	35-56	18-25	16-21
$БПК_5$, мг/л	15-23	4,2-7,0	4,0-6,1
Окислюваність, мг/л	18-24	8,3-9,3	7,5-8,8
СПАР, мг/л			
аніонні	1,5-2,0	1,1-1,3	1,0-1,2
неіоногенні	Сліди	-	-
Ефіророзчинні речовини, мг/л	5,0-7,6	0,0-0,29	0,0-0,2

Національний університет водного господарства та природокористування

Для освітлення стічних вод після реагентної обробки використовуються відстійники будь-якого типу, освітлювачі із завислим шаром осаду, флотатори, контактні освітлювачі. Для повного видалення завислих речовин стічні води додатково очищаються на фільтрах із зернистим завантаженням. Утворюваний реагентний осад доцільно повертати на початок очисних споруд перед відстійниками для інтенсифікації освітлення стічних вод.

Сорбція на активованому вугіллі є найефективнішим методом вилучення залишкових розчинних органічних забруднень із біологічно очищених стічних вод [10]. Однак висока вартість активованого вугілля і складність його термічної регенерації стримують широке застосування цього методу. Тому безсумнівний інтерес становить **метод біосорбції**, що поєднує в одній споруді - **біосорбері**, два взаємопов'язані між собою процеси: процес сорбції органічних забруднень стічних вод на активованому вугіллі та процес біохімічного окислення сорбованих органічних забруднень іммобілізованими мікроорганізмами, який забезпечує регенерацію активованого вугілля. Біосорбери особливо ефективні для глибокої очистки стічних вод від СПАР, нафтопродуктів, сполук азоту, барвників й інших важкоокислюваних сполук.

У прямокутному в плані двошаровому біосорбері конструкції НДІ ВОДГЕО (рис. 12.10) стічні води подаються в центральну камеру, де аеруються повітрям, відтак через циркуляційну камеру надходять у нижню розподільну систему під нижній псевдозріджений шар активованого вугілля. При контактові із стічними водами на поверхні активованого вугілля утворюються мікрозони з підвищеними концентраціями органічних речовин і кисню, що створює сприятливі умови для розвитку мікроорганізмів, які здійснюють біохімічне окислення сорбованих забруднень, тобто біологічну регенерацію активованого вугілля.

Швидкість висхідного потоку води в нижньому шарі активованого вугілля складає 30-40 м/год, що забезпечує його псевдозрідження. Пройшовши через псевдозріджений шар, потік розділяється: циркуляційна вода рівномірно збирається середньою дренажною системою, підсмоктується ерліфтами в камеру циркуляції й знову повертається в нижню розподільну систему; очищена вода відділяється від циркуляційного потоку, фільтрується через верхній щільний шар активованого вугілля й відводиться із споруди через верхні лотки очищеної води. Відбирання циркуляційного потоку середнім дренажем спеціальної конструкції, забезпечує зменшення швидкості потоку у верхньому фільтруючому шарі до 3-5 м/год і підтримує його в щільному стані. Таким чином, багаторазове проходження через центральну камеру і псевдозріджений шар забезпечує насичення стічних вод киснем, сорбцію забруд-

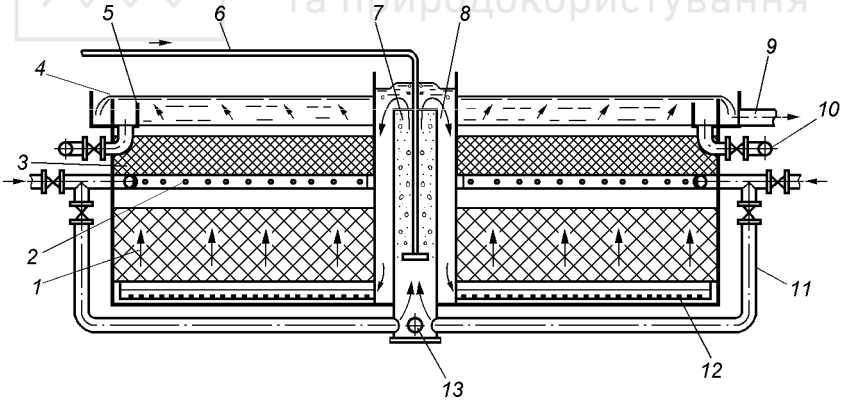


Рис. 12.10. Біосорбер конструкції НДІ ВОДГЕО:
1 - шар псевдозрідженого завантаження; 2 - дренажна система; 3 - шар щільного завантаження; 4 - водозлив очищеної води; 5 - водозлив промивної води; 6 - повітропровід; 7 - центральна камера аерації; 8 - камера циркуляції; 9 - відвід очищеної води; 10 - відвід промивної води; 11 - циркуляційний трубопровід; 12 - водорозподільна система; 13 - подача стічної води

нень активованим вугіллям і одночасне окислення іммобілізованими мікроорганізмами, а проходження через щільний шар активованого вугілля - додаткову очистку і ефективне освітлення стічних вод.

Періодично здійснюється промивка верхнього щільного шару активованого вугілля. Для цього використовується очищена вода, накопичена над промивними лотками в інших секціях біосорбера.

Ефективність доочистки в біосорберах міських стічних вод залежить від тривалості очистки та якості вихідної води. За середніх значень $БПК_{повн}$ і ХПК доочищуваних стічних вод 21-23 і 58-75 мг/л та тривалості очистки 0,34 год, значення цих самих показників після доочистки не перевищують відповідно 3 і 45 мг/л, а окислювальна потужність біосорбера складає 1,42 кг $БПК_{повн}$ на 1 $м^3$ об'єму за добу [11].

12.5. Доочистка стічних вод від сполук азоту

У неочищених міських стічних водах міститься в середньому 15-60 мг/л азоту, 8-10 % якого видаляється при механічній і 35-50 % при біологічній очистці. У біологічно очищених стічних водах міститься до 15-30 мг/л азоту переважно у вигляді солей амонію, а також нітритів і нітратів.

Надходження азоту у водойми, особливо разом з іншими біогенними елементами, призводить до евтрофікації водойм. Крім цього, високі концентрації азоту у воді водойм, особливо у формі нітритів і нітратів, можуть шкідливо впливати на людину, тварин, рибу й інші організми. Тому вміст сполук азоту в очищених стічних водах жорстко нормується.

Для видалення азоту, що міститься в стічних водах, можуть застосовуватись різні фізико-хімічні та біологічні методи, ефективність яких наведена в табл. 12.6.

Спосіб видалення амонійного азоту **аерацією** повітрям полягає у пригніченні дисоціації гідроксиду амонію в сильно лужному середовищі (pH більше 11) з утворенням газоподібного аміаку, який можна видалити в спорудах типу градирень. Для підлужнення стічних вод застосовують вапно (приблизна доза 400-600 мг/л), розрахункова питома витрата повітря становить 1000-3000 $м^3$ на 1 $м^3$ стічних вод. Однак цей спосіб призводить до забруднення атмосфери і малоефективний при низьких температурах.

Серед інших фізико-хімічних методів видалення амонійного азоту найбільший інтерес являє **іонний обмін** на природних цеолітах - клиноптилолітах, які завантажуються у фільтри у вигляді зерен розміром 2-3 мм (товщина шару 1-2 м). Швидкість фільтрування стічних вод через завантаження становить 5-7 м/год, а обмінна ємність клиноптилоліту - 300 мг-екв NH_4^+ на 1$м^3$ завантаження. Фільтри періодично виключаються з роботи для регенерації 10 %-м розчином $NaCl$. Регенераційні розчини, що містять іони

Національний університет
водного господарства
природокористування

Таблиця 12.6

Ефективність різних методів вилучення азоту із стічних вод

Методи вилучення азоту із стічних вод	Ефективність вилучення із стічних вод, %	
	амонійного азоту	нітритів і нітратів
Аерація повітрям у лужному середовищі	60-98	-
Хлорування з дозами хлору 8-10 мг на 1 мг амонійного азоту при pH 4-5	80-100	-
Хлорування з меншими дозами хлору й наступним фільтруванням через активоване вугілля	80-100	-
Іонний обмін	90	75-90
Електроліз	75-95	-
Електродіаліз	-	40-50
Ультрафільтрація	65-85	50-85
Біологічна нітрифікація-денітрифікація	80-90	80-90
Хімічне відновлення	-	50-90
Дистиляція	-	90-98

NH_4^+ і Cl^-, утилізують як рідке добриво. Недоліком методу є втрата механічної міцності зерен клиноптилоліту вже після декількох циклів фільтрування й регенерації, що потребує його заміни.

Основним методом вилучення амонійного азоту із стічних вод є біологічна **нітрифікація-денітрифікація**.

Нітрифікація - це процес біохімічного окислення амонійного азоту спочатку до солей азотистої кислоти чи нітритів, а потім до солей азотної кислоти чи нітратів. Нітрифікація амонійного азоту здійснюється в два ступені автотрофними бактеріями, для яких джерелом вуглецю є CO_2. На першому ступені (нітритному) амонійний азот окислюється до нітритів бактеріями роду Nitrosomonas і Nitrosococcus, а на другому ступені (нітратному) нітрити окисляються в нітрати бактеріями роду Nitrobacter і Nitrocystis:

$$2NH_3 + 3O_2 = 2HNO_2 + 2H_2O,$$

$$2HNO_2 + O_2 = 2HNO_3.$$

З наведених рівнянь слідує, що для окислення 1 г-молю амонійного азоту до нітратів потрібно 4 г-молі кисню, тобто в розрахунку на 1 г $N - NH_4^+$ теоретично потрібно 4,57 г O_2. Дійсна потреба в кисні менша й складає 4,33 г O_2 на 1 г $N - NH_4^+$, оскільки частина азоту переходить у біомасу нітрифікуючих бактерій. Іншим результатом нітрифікації є утворення сильної азотної кислоти HNO_3, що зумовлює зниження pH, особливо у воді

з низькою буферною ємністю. У таких випадках необхідно підлужнювати воду вапном.

Нітрифікуючі бактерії повільно ростуть. Швидкість їх росту на порядок нижча швидкості росту звичайних гетеротрофних бактерій активного мулу. Максимальна швидкість росту нітрифікуючих бактерій $\mu_{\max}$ становить 0,04-0,09 год$^{-1}$, що відповідає часу генерації 8-17 год, а значення константи напівнасичення K_s є близькими до 1 мг/л (у перерахунку на $N - NH_4^+$). Питомий приріст біомаси нітрифікуючих бактерій за сухою речовиною Y_o становить близько 0,03 г на 1 г $N - NH_4^+$, а вміст у ній азоту складає 12 %.

Питома швидкість нітрифікації ρ визначається як кількість амонійного азоту, що окислюється за 1 год 1 г бактеріальної культури. За звичайних умов значення ρ для активного мулу становить 5-10 мг $(N - NH_4^+) / (г.год)$. Однак для чистих культур встановлені швидкості у 100-200 разів вищі, що свідчить про відносно низький вміст нітрифікуючих бактерій в активному мулі.

Процеси нітрифікації припиняються за концентрацій у воді розчиненого кисню менше 1 мг/л. Тому при нітрифікації рекомендується підтримувати концентрації розчиненого кисню біля 2 мг/л. Оптимальні значення pH для бактерій роду Nitrosomonas складають 7,9-8,2, а для бактерій роду Nitrobacter - 7,2-7,6.

Температура має значний вплив на швидкість нітрифікації. Оптимальна температура для чистих культур нітрифікуючих бактерій знаходиться в межах від 28 до 32 °С. У стічних водах нітрифікація проходить у досить широкому інтервалі температур - від 5 до 30 °С, але із зниженням температури на кожні 10 °С швидкість процесу зменшується приблизно в два рази.

Вирішальний вплив на ступінь нітрифікації має вік мулу, який визначається навантаженням на активний мул. Ефективність нітрифікації понад 90 % можливо досягнути при достатньо високій температурі та вікові мулу більше 5 діб.

Денітрифікація - це процес окислення органічних речовин киснем, що входить до складу нітритів і нітратів, з одночасним відновленням азоту, який видаляється в атмосферу. Як органічний субстрат у процесі денітрифікації можуть використовуватись будь-які біологічно окислювані органічні сполуки: вуглеводи, спирти, органічні кислоти, продукти розпаду білків, надлишковий активний мул, а також освітлені чи неочищені стічні води. Оптимальне співвідношення між $БПК_{повн}$ і концентрацією нітратного азоту для процесу денітрифікації складає 4:1 [12].

Процес денітрифікації є наслідком метаболічної діяльності гетеротрофних аеробних бактерій, які при окисленні органічних речовин використовують як акцептор електронів молекулярний кисень, а при його відсутності змінюють акцептор електронів, використовуючи нітрити та нітрати. Процес денітрифікації здійснюється в два ступені: на першому - нітрати відновлюються до нітритів, а на другому - нітрити відновлюються до молекулярного азоту.

Умовами здійснення процесу денітрифікації є відсутність в рідині молекулярного кисню, чи його низька концентрація (до 0,2 мг/л). У присутності розчиненого кисню переважають саме аеробні процеси, а денітрифікація не відбувається. Умови, коли у стічних водах присутні нітрити й нітрати, а молекулярний кисень відсутній, називають аноксичними.

Денітрифікація відбувається в досить широкому діапазоні pH - від 6 до 9. При pH більше 7,3 в результаті денітрифікації зазвичай утворюється N_2, при менших pH може утворюватись N_2O. При денітрифікації звільняються аніони OH^-, що нейтралізують катіони H^+, які утворюються при нітрифікації. Процес денітрифікації залежить від температури, хоча і в меншій мірі, ніж процес нітрифікації.

Найчастіше нітрифікація-денітрифікація здійснюється в спорудах типу аеротенків. Процес може здійснюватись в один чи в декілька ступенів з проведенням денітрифікації на початку, в середині чи в кінці технологічної схеми із влаштуванням рециркуляції мулу або стічних вод.

Перші технологічні схеми біологічної нітрифікації-денітрифікації передбачали використання метанолу чи етанолу в якості субстрату при денітрифікації [13]. На рисунку 12.11(а) наведена технологічна схема триступеневої нітрифікації-денітрифікації, де на кожному ступені процесу - аерації, нітрифікації та денітрифікації, є свій аеротенк, вторинний відстійник і система рециркуляції активного мулу. Число ступенів можна скоротити до двох, здійснюючи процес біологічної очистки та нітрифікації амонійного азоту в одній споруді, наприклад, в аеротенку продовженої аерації (рис. 12.11(б)).

Подальшим розвитком двох попередніх схем є одномулова одноступінчаста схема нітрифікації-денітрифікації (рис. 12.11(в)). За цією схемою обидва процеси здійснюються в одній споруді тим самим біоценозом, до складу якого входять гетеротрофні бактерії, що здійснюють окислення органічних речовин і денітрифікацію, а також автотрофні бактерії, які здійснюють нітрифікацію амонійного азоту. У залежності від наявності субстрату та кисневих умов, що створюються по довжині аеротенка, такий активний мул здійснює послідовно окислення органічних речовин, нітрифікацію амонійного азоту та денітрифікацію. При цьому під денітрифікатор виділяється частина споруди, в яку подають органічний субстрат, а перемішування мулової суміші в ній здійснюють механічними мішалками.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

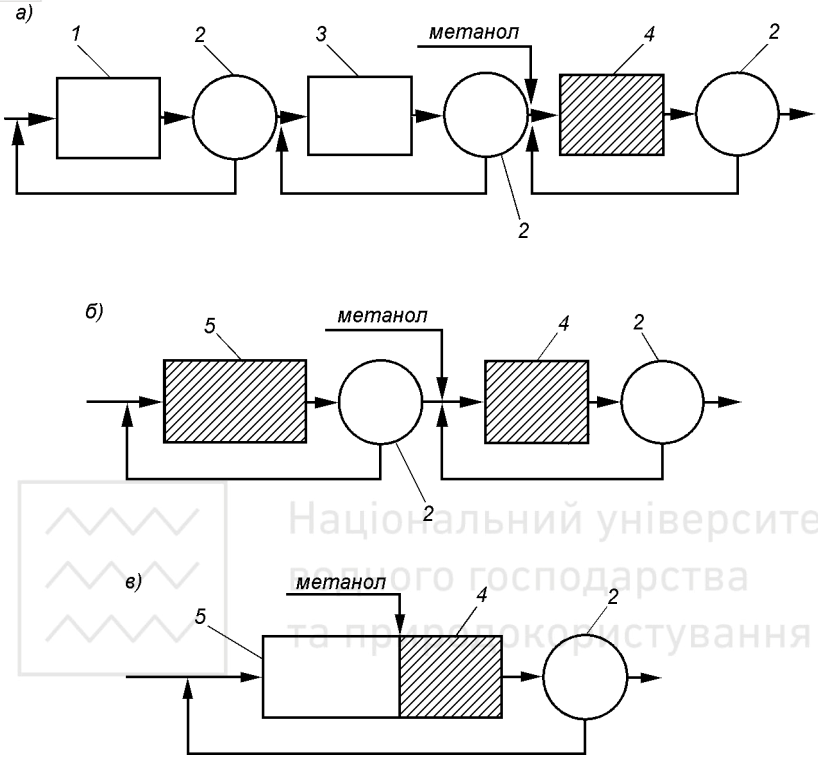


Рис. 12.11. Технологічні схеми процесу нітрифікації-денітрифікації із застосуванням метанолу чи етанолу в якості субстрату при денітрифікації:
а) - триступінчаста нітрифікація-денітрифікація; б) - двоступінчаста нітрифікація-денітрифікація; в) - одноступінчаста нітрифікація-денітрифікація; 1 - аеротенк; 2 - вторинний відстійник; 3 - нітрифікатор; 4 - денітрифікатор; 5 - аеротенк-нітрифікатор

Суттєвим недоліком попередніх технологічних схем є використання при денітрифікації метанолу чи етанолу. Це досить дорогі хімічні речовини, кількість яких при великих витратах очищуваних стічних вод є дуже значною, а метанол є дуже отруйним. Однак головним недоліком їх застосування як субстрату, є нераціональне використання кисню: накопичений запас хімічно зв'язаного кисню у вигляді нітритів і нітратів витрачається на окислення органічних речовин, які додатково вносяться в стічні води. Тому в наш час в

Національний університет водного господарства та природокористування

якості субстрату при денітрифікації використовують активний мул чи неочищені стічні води.

На рисунку 12.12(а) зображена найпростіша технологічна схема з так званим ендогенним субстратом, у якій як субстрат при денітрифікації використовується власне активний мул. Однак процес денітрифікації при цьому йде досить повільно, об'єми денітрифікаторів дуже великі і з цих причин розглядувана схема не знайшла значного поширення.

Дещо більшого поширення набула одномулова одноступінчаста схема нітрифікації-денітрифікації з використанням в якості субстрату частини очищуваних стічних вод (рис. 12.12(б)). Витрата очищуваних стічних вод, які подаються в денітрифікатор, встановлюється, як вже вказувалося вище, із розрахунку 4 г $БПК_{повн}$ на 1 г $N - NO_3^-$. Однак одночасно із стічними водами в денітрифікатор надходить і амонійний азот, що зумовлює його високу концентрацію в очищених стічних водах.

Найбільшого поширення в практиці очистки стічних вод набули технологічні схеми з попередньою денітрифікацією. На рисунку 12.13 наведена технологічна схема так званого модифікованого процесу Людчака-Етінгера

Національний університет водного господарства та природокористування

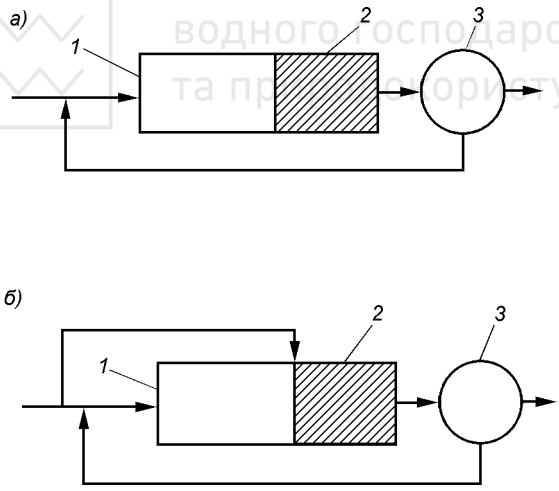


Рис. 12.12. Технологічні схеми одноступінчастого процесу нітрифікації-денітрифікації:
а) - з використанням в якості субстрату активного мулу; б) - з використанням в якості субстрату частини витрати очищуваних стічних вод; 1 - аеротенк-нітрифікатор; 2 - денітрифікатор; 3 - вторинний відстійник

[3]. Попереднє змішування рециркуляційного активного мулу із стічними водами в аноксичних умовах робить можливим використання органічних речовин стічних вод, як субстрату при денітрифікації. Однак у рециркуляційному активному мулі міститься лише незначна частина від усього нітрифікованого азоту, а значить ефективність денітрифікації буде невисокою. Для збільшення її ефективності влаштовують так звану внутрішню рециркуляцію, яка полягає в поверненні мулової суміші з кінця нітрифікатора на початок денітрифікатора. Однак достатня ефективність вилучення азоту із стічних вод при цьому досягається лише при досить високому ступеню внутрішньої рециркуляції, яка досягає 200-500 % і є причиною високих експлуатаційних витрат.

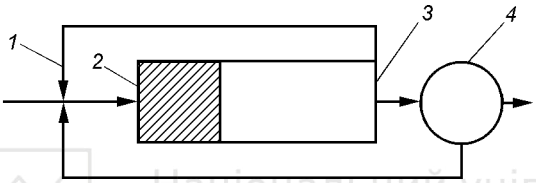


Рис. 12.12. Схема модифікованого процесу Людчака-Етінгера з попередньою денітрифікацією:
1 - внутрішня рециркуляція; 2 - денітрифікатор; 3 - аеротенк-нітрифікатор; 4 - вторинний відстійник

Зменшення ступеню внутрішньої рециркуляції можливо досягнути, влаштувавши ще один, другий ступінь денітрифікації. На рисунку 12.14 наведена технологічна схема чотириступеневого процесу BARDENPHO, в якому повторна денітрифікація здійснюється з використанням в якості субстрату активного мулу, а повторна аерація здійснюється з метою видалення молеку-

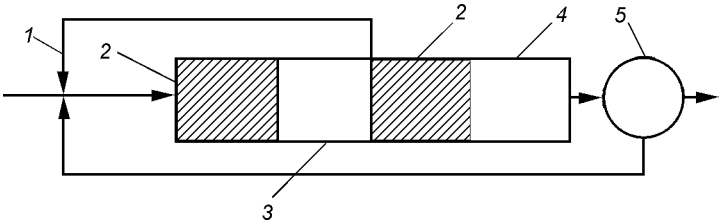


Рис. 12.14. Схема чотириступневого процесу BARDENPHO:
1 - внутрішня рециркуляція; 2 - денітрифікатор; 3 - аеротенк-нітрифікатор; 4 - нітрифікатор; 5 - вторинний відстійник

Національний університет
та природокористування
лярного азоту із мулової суміші перед її надходженням у вторинний відстійник.

На рисунку 12.15 наведена схема процесу АЛЬФА з використанням стічних вод в якості субстрату при денітрифікації. При цьому зменшення концентрацій азоту здійснюється в три ступені. У денітрифікатор і нітрифікатор першого ступеню подається більша частина витрати стічних вод і рециркуляційний активний мул. Це дає можливість здійснити денітрифікацію рециркуляційного мулу і нітрифікацію амонійного азоту, що міститься в стічних водах. Нітрифікований азот далі піддається денітрифікації на другому ступені з використанням в якості субстрату іншої частини витрати стічних вод, а амонійний азот, що надходить з цією витратою, нітрифікується в нітрифікаторі другого ступеню. Подальше зменшення концентрацій азоту буде забезпечується в денітрифікаторі та нітрифікаторі третього ступеню.

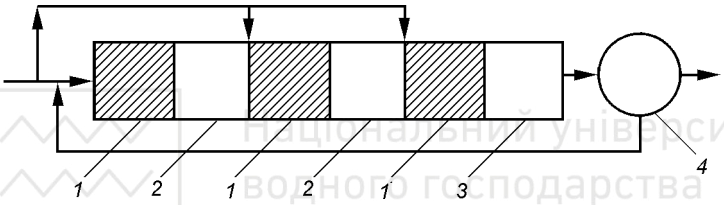


Рис. 12.15. Схема триступеневого процесу АЛЬФА:
1 - денітрифікатор; 2 - аертенк-нітрифікатор; 3 - нітрифікатор; 4 - вторинний відстійник

Крім розглянутих вище, існують також інші технологічні схеми видалення азоту із стічних. Нітрифікацію та денітрифікацію можна здійснювати при створенні відповідних умов в аеротенках, в спорудах типу циркуляційних окислювальних каналів чи в затоплених біофільтрах плівкового типу із завантаженням із пластмасових рулонних матеріалів (гофрованих чи перфорованих вінілпластових плівок). Влаштування в спорудах аноксичних зон здійснюють шляхом зменшення на відповідних ділянках інтенсивності аерації. Розрахунок нітрифікаторів та денітрифікаторів здійснюється за спеціальними методиками з урахуванням віку мулу й швидкості росту нітрифікуючих і денітрифікуючих бактерій [12, 14].

12.5. Доочистка стічних вод від сполук фосфору

Основним джерелом фосфору в господарсько-побутових і виробничих стічних водах є синтетичні поверхнево-активні речовини. Більша частина фосфору в стічних водах знаходиться у формі розчинних ортофосфатів.

Національний університет

У спорудах механічної очистки вміст фосфатів практично не зменшується. Досвід роботи споруд біологічної очистки показує, що залишкові концентрації фосфатів залежать, головним чином, від режиму роботи аеротенків: в аеротенках продовженої аерації видаляється біля 20, у середньонавантажених - до 40 і лише у високонавантажуваних аеротенках концентрація фосфатів зменшується на 60-90 %, однак цей технологічний режим роботи аеротенків практично не застосовується на міських очисних спорудах. У режимі безреагентного фільтрування видалення фосфатів із стічних вод складає лише 4-6 %.

За концентрації фосфатів менше 0,001 мг/л евтрофікація водойм не спостерігається. Величина допустимої концентрації фосфатів в очищених стічних водах залежить від їх розбавлення, фонової концентрації фосфатів у воді водойм, наявності інших джерел фосфатів у воді й зазвичай приймається рівною 0,01-0,1 мг/л.

Видалення фосфатів із стічних вод може здійснюватись різними методами. У останні роки інтенсивно розробляється хіміко-біологічний спосіб **симультанного** (одночасного) **осадження фосфатів** із застосуванням солей алюмінію чи заліза. За цим методом введення коагулянтів здійснюють перед аеротенками, безпосередньо в аеротенки на відстані 1/2-1/3 від їх довжини чи в мулову суміш перед вторинними відстійниками. Утворювані при цьому слабкорозчинні фосфати алюмінію чи заліза асимілюються мікроорганізмами і надалі видаляються разом із надлишковим активним мулом. Ефективність видалення фосфатів симультанним методом залежить від дози коагулянту і зумовлюється місцем його введення та навантаженням на активний мул. Експериментально встановлено, що найдоцільнішим є введення реагентів безпосередньо в аэротенки. Однак слід відмітити, що за високих доз коагулянтів може спостерігатись деяке зменшення швидкості біохімічного окислення забруднень активним мулом.

Ефективність видалення загального фосфору симультанним способом складає в середньому 85 %. За вмісту в стічних водах 15-20 мг/л загального фосфору і 6-10 мг/л фосфатів (по PO_4^{3-}) залишкові концентрації загального фосфору складають 2-2,5, а фосфатів - 0,2-0,4 мг/л. Додаткове фільтрування стічних вод дозволяє вилучити ще до 20 % загального фосфору від його вмісту в очищеній воді за рахунок більш глибокого вилучення завислих речовин, однак концентрації розчинних фосфатів при цьому практично не змінюються.

Не дивлячись на високу ефективність видалення фосфатів, симультанний метод має досить суттєві недоліки, до яких слід віднести високу вартість коагулянтів, появу додаткової кількості осаду, збільшення вмісту хлоридів чи сульфатів у воді.

Заслуговує на увагу так званий **біогальванічний метод** видалення фосфатів закріпленою мікрофлорою в присутності металевих елементів зава-

Національний університет
нтаження [15]. Автори методу пояснюють його тим, що при окисленні органічних речовин мікроорганізми біоплівки підкислюють воду і на межі контакту із стічною водою утворюється мікрозона з кислою реакцією середовища. Саме у цій мікрозоні відбувається перехід у воду іонів металу, які утворюють з фосфатами нерозчинні сполуки, що випадають в осад.

Останнім часом усе більшого поширення набуває **метод біологічного вилучення сполук фосфору** із стічних вод.

Метод грунтується на явищі включення фосфору в кліткові структури активного мулу в процесі біологічної очистки стічних вод. Як слідує із аналізу хімічного складу бактеріальних клітин, фосфор складає біля 2 % їх сухої речовини. Існують однак певні групи бактерій (переважно роду Acinobacter), які в штучно створених екстремальних умовах (так звані «стресові умови») вилучають із рідкої фази значно більші кількості фосфору (до 9-10 %), ніж це потрібно для утворення кліткової структури. Зв'язаний таким чином фосфор усувається далі разом із надлишковим активним мулом.

Процес біологічного вилучення фосфору відбувається за зміни умов, у яких знаходяться бактерії, з анаеробних на аеробні. Анаеробні умови мають

Національний університет водного господарства та природокористування

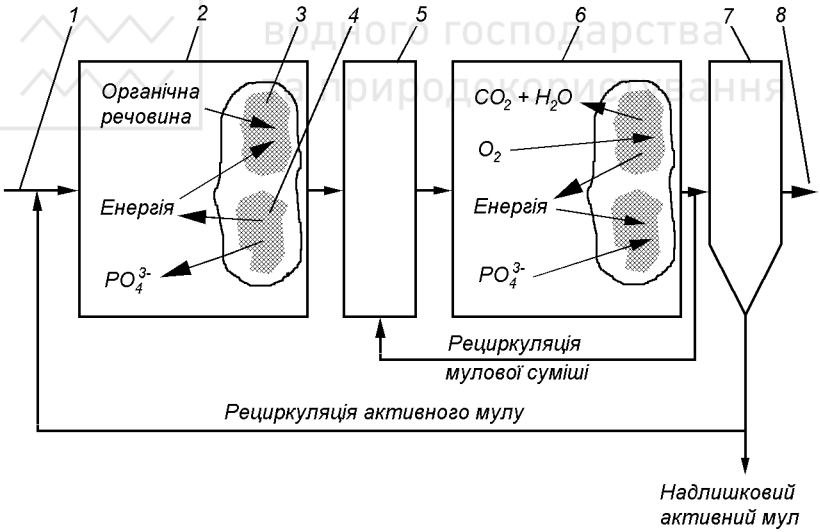


Рис. 12.16. Схема процесу біологічного видалення фосфатів:
1 - очищувані стічні води; 2 - анаеробний реактор; 3 - накопичена органічна речовина; 4 - поліфосфати; 5 - зона денітрифікації; 6 - аеробний реактор; 7 - вторинний відстійник; 8 - очищені стічні води

місце, коли в рідині відсутній як розчинений кисень, так і хімічно зв'язаний кисень нітритів і нітратів. Для забезпечення анаеробних умов рециркуляційний активний мул повинен піддаватись попередній денітрифікації. Іншою умовою здійснення процесу є наявність в анаеробній зоні біологічно окислюваних органічних сполук, які можуть акумулюватись усередину бактеріальних клітин. Процес біологічного вилучення фосфору ілюструє схема, зображена на рис. 12.16.

Явище підвищеного накопичення фосфору в кліткових структурах, яке відоме мікробіологам із 50-тих років минулого століття, вперше спостерігали в 60-тих роках минулого століття на очисних спорудах у США. Після досліджень, виконаних проф. Барнардом в університеті Кейптауна і Левіним у США, технологія біологічного вилучення фосфатів зазнавала значних модифікацій. На сьогодні на практиці застосовуються технології Bardenpho (модифікована), Phoredox, UCT, JHB, A/O, A2/O, які, одночасно з вилученням фосфатів, забезпечують також видалення амонійного азоту методом нітрифікації-денітрифікації.

12.6. Насичення очищених стічних вод киснем

Як відзначалося раніше, вміст розчиненого кисню у воді водойм повинен становити не менше 4 чи 6 мг/л в залежності від їх категорії і періоду року. Вміст кисню в очищених стічних водах зазвичай складає 0,5-1 мг/л і лише при дуже сприятливих умовах досягає 3-4 мг/л. Отже, у ряді випадків перед скидом у водойми очищені стічні води необхідно додатково насичувати киснем.

За наявності придатного рельєфу місцевості практичне значення має застосування каскадних систем аерації стічних вод. Одним із варіантів каскадних систем можуть бути водозливи з гідравлічним стрибком у нижньому б'єфі. Перепад рівнів на кожному ступені каскаду повинен бути не більше 0,55 м при критичному положенні стрибка. На кожному ступені забезпечується зменшення дефіциту кисню у воді приблизно на 20 %. Для насичення води киснем до концентрації 6 мг/л достатньо трьох-п'яти ступенів каскаду.

Для насичення очищених стічних вод киснем можуть бути також застосовані водозливи-аератори із водозливними отворами у вигляді тонкої зубчастої стінки із зубчастим щитом над нею (зубці стінки і щита повернуті один до одного). При їх проектуванні слід приймати: висоту зубців - 50 мм; кут при вершині зубців - 90^{o}; висоту отвору між кінцями зубців - 50 мм; довжину колодязя нижнього б'єфу - 4 м, а його глибину - 0,8 м. Питома витрата води приймається в межах 120-160 л/с на 1 м водозливу.

За відсутності перепаду висоти між майданчиком очисних споруд і рівнем води у водоймі насичення очищених стічних вод киснем здійснюють у

спеціальних 3-4-ступеневих барботажних спорудах з пневматичною дрібночи сердньобульбашковою аерацією. Робочу глибину споруд зазвичай приймають біля 1 м, а інтенсивність аерації - до 100 м^2/(м^2.год) [1].

12.7. Розрахунок фільтрів для доочистки стічних вод

Розрахунок фільтрів для доочистки стічних вод розпочинають із визначення необхідного ефекту доочистки за завислими речовинами і БПК$_{повн}$, за яким за табл. 52 СНиП 2.04.03-85 приймають тип фільтра, матеріал фільтруючого завантаження, його розміри і висоту, швидкість фільтрування при робочому й форсованому режимах, тривалість та інтенсивність промивки.

Сумарна площа поверхні фільтрів визначається за формулою

$$F = \frac{Q + Q_ц}{24\upsilon_p - n\upsilon_p T}, м^2, \qquad (12.1)$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; $Q_ц$ - циркуляційна витрата, що включає в себе витрату води на промивку барабанних сіток і власне фільтрів, м^3/добу; υ_p - розрахункова швидкість фільтрування, м/год; n - число промивок фільтрів за добу; T - тривалість простою фільтра під час промивки і скидання першого фільтрату, год.

Число промивок одношарових і двошарових фільтрів із фільтруванням води згори вниз складає n = 2-3 за добу. При цьому циркуляційна витрата $Q_ц$ приймається рівною 5 % Q (при n = 1 $Q_ц$ приймається рівною 2,5 % Q). За відсутності перед фільтрами регулюючих ємностей розрахункова витрата Q дорівнює максимальній годинній витраті очищуваних стічних вод.

При форсованому режимі під час ремонту одного чи декількох фільтрів швидкість фільтрування становить

$$\upsilon_ф = \upsilon_p N / (N - n_p), м / год, \qquad (12.2)$$

де N - загальне число фільтрів, n_p - число фільтрів, що знаходяться в ремонті.

Число фільтрів, що знаходяться в ремонті, приймають у залежності від загального числа фільтрів: n_p = 3 при N > 20, n_p = 2 при N <20, n_p = 1 при N < 10. Швидкість фільтрування при форсованому режимі для прийнятого типу фільтра не повинна відрізнятись від рекомендованої. Число фільтрів на станції доочистки стічних вод визначається за емпіричною формулою

$$N = 0{,}5\sqrt{F} \qquad (12.3)$$

Національний університет водного господарства та природокористування

і не повинно бути меншим 4. Площа в плані одного фільтра не повинна перевищувати 50-60 м^2.

Витрата промивної води складає

$$q_{пр} = If / 1000, м^3 / с, \quad (12.4)$$

де I - інтенсивність промивки фільтра, л/(м^2.с); f - площа в плані одного фільтра, м^2.

При швидкості руху води у колекторі під час промивки $\upsilon_к$ = 1-1,2 м/с діаметр колектора трубчастого дренажу дорівнюватиме

$$d_к = \sqrt{q_{пр} / 0{,}785\upsilon_к}, м. \quad (12.5)$$

Загальна висота фільтра повинна складати

$$H = H_з + H_в + h_б + d_к, м,$$

де $H_з$ - висота завантаження фільтра, м; $H_в$ - висота шару води над завантаженням фільтра, м; $h_б$ - перевищення борту фільтра над розрахунковим рівнем води, м.

Висоту шару води над завантаженням фільтра $H_в$ звичайно приймають рівною 2 м, а перевищення борту фільтра над розрахунковим рівнем води $h_б$ - 0,5 м.

Ємність резервуарів промивної води й брудних вод від промивки фільтрів розраховується не менше ніж на дві промивки. Ємність резервуарів промивної води повинна складати

$$W = 2IfT.60 / 1000, м^3. \quad (12.6)$$

Ємність резервуарів брудних промивних вод повинна бути достатньою для прийому як промивних вод від промивки фільтрів, так і промивних вод від промивання барабанних сіток

$$W_{бр} = W + 2Q_{бс}T / 24.60, м^3. \quad (12.6)$$

Витрату промивних вод барабанних сіток $Q_{бс}$ визначають відповідно до рекомендацій, наведених в розділі 12.2.

Література

1. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
2. Лукиных Н.А., Липман Б.Л., Криштул В.П. Методы доочистки сточных вод. - 2-е изд, перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1978. - 156 с.

Національний університет водного господарства та природокористування

3. Журба М.Г. Очистка воды на зернистых фильтрах. - Львов: Вища школа. Изд-во при Львов. ун-те. 1980. - 200 с.
4. Журба М.Г. Пенополистирольные фильтры. - М.: Стройиздат, 1992. - 176 с.
5. Физико-химическая очистка городских сточных вод/Г.Н.Луценко, А.И.Цветкова, И.Ш.Свердлов. - М.: Стройиздат, 1984. - 88 с.
6. Якимчук Б.Н., Журба М.Г., Приходько В.П., Шевчук Б.И. Доочистка сточных вод на гидроавтоматическом биофильтре-фильтре с плавающей загрузкой// Химия и технология воды, 1985, 7, № 1, с. 69-73.
7. Водоотводящие системы промышленных предприятий: Учебник для вузов/ С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов.; Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1990. - 511 с.
8. Костовецкий Я.И., Омельянец Н.И., Толстопятова Г.В.. Гигиена доочистки сточных вод. - К.: Здоров'я, 1977. - 128 с.
9. Водоподготовка на ТЭС при использовании городских сточных вод/К.М.Абдуллаев, Л.Н.Полетаев, А.С.Соболь. - М.: Энергоатомиздат, 1988. - 271 с.
10. Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды. - Л.: Химия, 1982. - 168 с.
11. Швецов В.Н., Морозова К.М. Исследование механизма биосорбционного окисления/Совершенствование методов биологической и физико-химической очистки производственных сточных вод. Тр. ин-та ВНИИ ВОДГЕО. - М., 1990, с. 99-106.
12. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.
13. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с. - (Справочник проектировщика).
14. P.Hlavinek, D.Novotný. Intenzifikace čistíren odpadních vod. - Brno, Noel 2000, 1996. - 268 с.
15. Шеломков А.С., Эль Ю.Ф., Захватаева Н.В. Биогальванический метод интенсификации сооружений биологической очистки//Водоснабжение и санитарная техника. 1996, № 6, с. 12-15.

.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 13

ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ СТІЧНИХ ВОД І ВИПУСК ЇХ У ВОДОЙМИ

13.1. Методи знезаражування стічних вод

Очистка стічних вод на біофільтрах або в аеротенках забезпечує зменшення загального вмісту бактерій на 95 %, а очистка на полях зрошення - на 99 %. Для знищення патогенних бактерій, що залишилися в очищених стічних водах, і зменшення таким чином небезпеки зараження води водойм здійснюється **знезаражування** стічних вод.

Методи знезаражування стічних вод поділяють на реагентні й безреагентні. До реагентних методів відносять обробку стічних вод окислювачами чи введення в них іонів міді, срібла або інших знезаражуючих агентів. Як окислювачі використовуються сполуки хлору, озон, марганцевокислий калій, пероксид водню тощо. До безреагентних методів належать термічне знезаражування, знезаражування за допомогою ультразвуку, радіоактивного випромінювання, ультрафіолетових променів.

У наш час найпоширенішим методом знезаражування стічних вод є їх **хлорування** водним розчином газоподібного хлору чи гіпохлоритом натрію. Із незрозумілих причин діючим СНиП 2.04.03-85 не рекомендується здійснювати знезаражування стічних вод хлорним вапном.

Взаємодія газоподібного хлору з водою протікає за рівнянням

$$Cl_2 + H_2O \overrightarrow{\leftarrow} HCl + HClO.$$

Хлорнуватиста кислота $HClO$ нестійка і в свою чергу дисоціює

$$HClO \overrightarrow{\leftarrow} H^+ + ClO^- .$$

У залежності від pH основними стійкими складовими водних розчинів хлору є Cl_2, $HClO$, ClO^- (рис. 13.1). При pH 7-8 головною дезинфікуючою сполукою є хлорнуватиста кислота.

Процес знезаражування стічних вод хлоруванням відбувається в дві стадії: спочатку хлор дифундує через оболонку клітки мікроорганізму, а потім вступає в реакцію з ферментами. Швидкість процесу визначається кінетикою дифузії хлору в середину клітини й інтенсивністю відмирання клітин внаслідок порушення метаболізму. Із збільшенням концентрації хлору, підвищенням температури води й переходом хлору у відносно легко дифундуючу, недисоційовану форму загальна швидкість процесу знезаражування зростає. З підвищенням значення pH бактерицидність хлору у воді зменшується. Здатні до окислення органічні сполуки, відновлювачі, а також колоїдні та завислі

речовини, що обволікають бактерії, уповільнюють процес знезаражування стічних вод. За наявності в стічних водах амонійного азоту процес їх знезаражування уповільнюється через утворення хлорамінів, які бактерицидно менш активні.

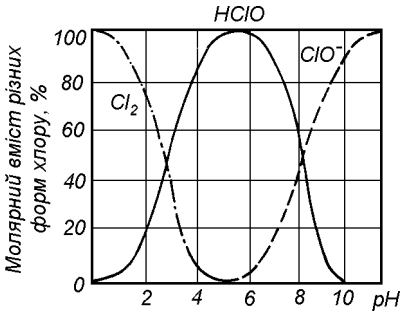


Рис. 13.1. Співвідношення вмісту різних форм хлору у воді в залежності від pH

При знезаражуванні стічних вод гіпохлоритом натрію $NaClO$ чи хлорним вапном $CaCl_2O$ спочатку відбувається їх гідроліз (правда дещо повільніше, ніж газоподібного хлору) з утворенням хлорнуватистої кислоти

$$NaClO + H_2O \overrightarrow{\leftarrow} NaOH + HClO,$$

$$2CaOCl_2 + 2H_2O \overrightarrow{\leftarrow} 2HClO + CaCl_2 + Ca(OH)_2,$$

подальша дія якої така сама, як і при розчиненні у воді газоподібного хлору.

Кількість активного хлору, необхідна для знезаражування одиниці об'єму стічних вод, виражена в мг/л чи г/м^3, називається **дозою хлору**. **Активним** називається кількість молекулярного хлору, що відповідає окислювальній здатності даної сполуки відносно йодистого калію в кислому середовищі. Звичайно на руйнування бактеріальних клітин витрачається лише незначна частина хлору, що вводиться у воду. Більша частина хлору йде на окислення органічних речовин і на реакції з різноманітними мінеральними домішками, що містяться у воді. Кількість хлору, яка витрачається на ці процеси, характеризує **хлорпоглинання** води. При експлуатації очисних споруд необхідну дозу хлору уточнюють експериментальним хлоруванням і приймають такою, щоб кількість залишкового хлору після 30 хвилин контакту із стічними водами не була меншою 1,5 мг/л.

Розрахункова доза активного хлору призначається рівною 10 г/м^3 - для механічно очищених стічних вод, 5 г/м^3 - для стічних вод після неповної біологічної очистки і 3 г/м^3 - для біологічно очищених стічних вод [1].

До складу споруд для хлорування стічних вод входять хлораторна, змішувач і контактний резервуар.

У наш час експлуатуються декілька типів установок для приготування й дозування розчинів, що вміщують активний хлор.

Установки першого типу працюють на зрідженому хлорі й називаються **хлораторами**. У цих установках послідовно здійснюється випаровування хлору, його механічна очистка, дозування й розчинення у воді. Хлорування здійснюється хлорною водою, що виходить із хлоратора. У деяких випадках хлорування може здійснюватись безпосередньо газоподібним хлором, який змішується із стічними водами в спеціальних пристроях.

До другого типу належать установки, призначені не тільки для приготування дезинфікуючих розчинів, але і для отримання їх із первинної сировини. До таких установок відносять **електролітичні установки** для приготування розчинів гіпохлориту натрію.

До третього типу відносяться установки по хлоруванню стічних вод хлорним вапном чи іншими солями, що вміщують хлор. Принцип їх дії зводиться до приготування розчину необхідної концентрації й наступної подачі його в стічні води у вигляді дозованої струмини.

І, нарешті, четвертим типом є установки, які дозволяють здійснити знезаражування стічних вод шляхом їх **прямого електролізу**. Цей метод є безреагентним, оскільки знезаражуючі продукти утворюються шляхом електролітичного розкладання хлоридів, що вміщуються безпосередньо в стічних водах.

Вибір установки для хлорування здійснюють за витратою очищуваних стічних вод, умовами постачання, транспорту й зберігання реагентів, можливістю автоматизації процесів і механізації трудомістких робіт.

13.2. Хлорування стічних вод розчинами газоподібного хлору

Хлор поставляється на очисні станції в балонах чи контейнерах, у яких він знаходиться під надлишковим тиском переважно в рідкому стані. Внаслідок малої розчинності рідкого хлору його попередньо переводять у газоподібний стан після чого розчиняють у воді, а хлорування стічних вод здійснюють так званою **хлорною водою**.

Установки для хлорування стічних вод складаються з наступних вузлів: складу хлору; пристроїв для випаровування рідкого хлору; дозування газоподібного хлору й приготування хлорної води (хлоратора); насосної для підвищення напору води, що подається в ежектор; електрощитової та приміщення контрольно-вимірювальних приладів; вентиляційних і дегазаційних пристроїв.

Для невеликих установок хлор випаровують у тій же тарі, в якій він зберігається (табл. 13.1). Відбір хлору з балонів контролюють за допомогою ваги, на якій ці балони, власне, і розміщуються. Внаслідок складності обслу-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

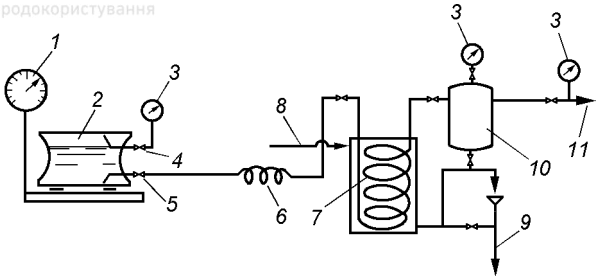


Рис.13.2. Схема установки для випаровування хлору:
1 - вага; 2 - бочка з хлором; 3 - манометр; 4 - вентиль для відбирання газоподібного хлору; 5 - вентиль для відбирання рідкого хлору; 6 - змійовик; 7 - випаровувач; 8 - подача теплої води; 9 - скид води в каналізацію; 10 - буферна ємність-сепаратор; 11 - хлор-газ до хлоратора

говування великої кількості балонів чи контейнерів при експлуатації хлораторних продуктивністю більше 20-30 кг/год використовуються спеціальні випаровувачі. При обігріванні теплою водою (температура не вище 30-40 °С) вихід хлору з балона зростає до 10 кг/год, а з контейнера - до 40 кг/год. Одна з можливих конструкцій випаровувача наведена на рис. 13.2.

Таблиця 13.1

Вихід газоподібного хлору при температурі 16 °С без підігрівання

Тара	Площа зовнішньої поверхні, м^2	Середній вихід хлору, кг/(м^2.год)
Балони місткістю 40 л, встановлені вертикально	0,99	0,7
Те ж, похило під кутом 20^o	0,99	2
Контейнери місткістю 800 л	4,7	3-4
Резервуар місткістю 40 м^3	77	2-3

Хлоратори можуть бути напірними чи вакуумними. У напірних хлор-газ знаходиться під деяким надлишковим тиском, у вакуумних - під тиском менше атмосферного. Найбільшого поширення набули вакуумні хлоратори, які виключають можливість витоку хлору в приміщення, де вони встановлені.

У наведеній на рис. 13.3 схемі, хлор-газ із балонів чи бочок надходить у проміжний балон, в якому осаджуються краплини рідини, пил тощо. Через запірний вентиль він далі надходить у фільтр, де повністю очищається від неосілого пилу. Очищений хлор проходить через редукційний клапан, який являє собою пристрій для підтримання постійного тиску (0,01-0,02 МПа) перед вимірювачем витрати. Манометри показують тиск до й після редукційного клапана.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

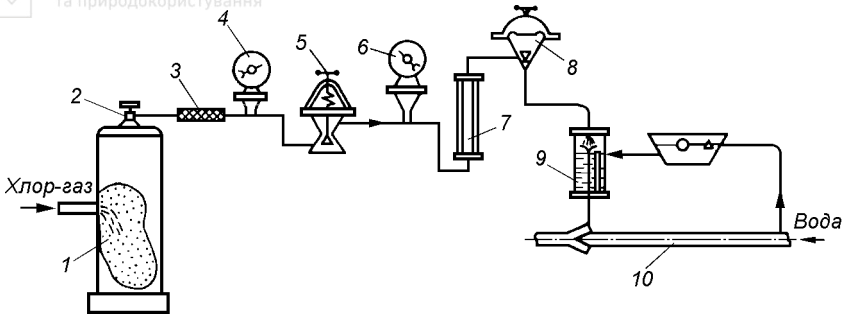


Рис.13.3. Принципова схема вакуумного хлоратора:
1 - проміжна ємність; 2 - вентиль; 3 - фільтр; 4, 6 - манометри; 5 - понижуючий редуктор; 7 - вимірювач витрати хлору; 8 - запобіжний клапан; 9 - змішувач; 10 - ежектор

Для вимірювання витрати хлору найчастіше використовують скляні ротаметри, після яких хлор-газ проходить запобіжний клапан, що унеможливлює попадання води в газову частину хлоратора, і далі надходить у змішувач, де змішується з водою. Хлорна вода засмоктується водоструминним ежектором і трубопроводом надходить до місця змішування із стічними водами.

Серед відомих конструкцій вакуумних хлораторів найбільшого поширення набули хлоратори марок ЛОНИИ-СТО (рис. 13.4) і ЛК (рис. 13.5) конструкції проф. Л.А.Кульського. Технічні характеристики хлораторів цих марок наведені в таблиці 13.2.

Таблиця 13.2

Характеристика хлораторів

Марка хлоратора	Показники		
	Продуктивність, кг/год	Витрата води, $м^3$/год	Напір перед ежектором, м
ЛОНИИ-СТО	0,2-20,5	0,14-14,3	30-40
ЛК-10М	0,04-0,85	3-5	17,5-50
ЛК-10С	0,85-5,5	3-5	17,5-50
ЛК-10Б	2,5-25	17-30	10-55
ЛК-10П	20-120	40-60	30-60
ЛК-11	0,5-5	3-5	17,5-50
ЛК-12	2,5-50	30-35	18-60

Якщо число працюючих хлораторів не перевищує 2, то передбачається встановлення 1 резервного хлоратора; при більшій кількості працюючих встановлюється 2 резервні хлоратори. Незалежно від кількості встанов-

лених ежекторів передбачається встановлення 1 резервного і 1 ежектора для аварійних випадків.

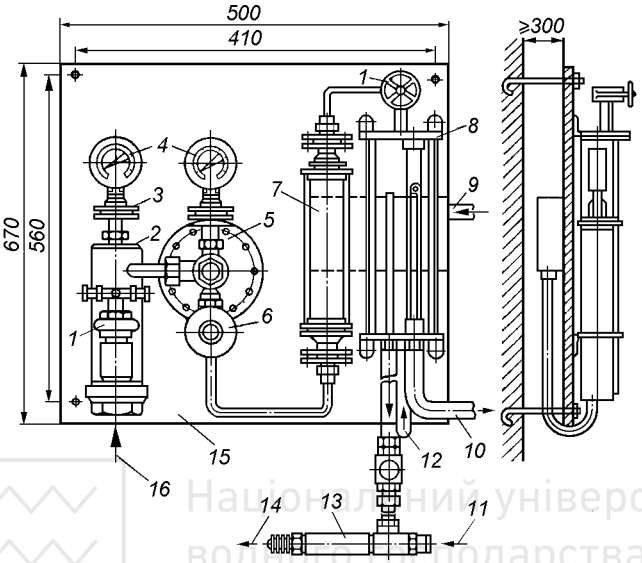


Рис. 13.4. Хлоратор марки ЛОНИИ-СТО:
1 - запірний вентиль; 2 - фільтр; 3 - розділювальна камера; 4 - манометр; 5 - редукційний клапан; 6 - регулюючий вентиль; 7 - ротаметр; 8 - змішувач; 9 - подача води в дозувальний бачок; 10 - переливна трубка; 11 - подача води в ежектор; 12 - подача води в змішувач; 13 - ежектор; 14 - хлорна вода на знезаражування; 15 - панель; 16 - подача хлор-газу

До хлораторів і ежекторів підводять воду під тиском не менше 0,3 МПа, для забезпечення нормальної роботи хлоратора мінімальна розрахункова витрата води становить 0,5 м^3 на 1 кг хлору при 15 °С. Напір хлорної води після хлораторів і окремо розміщених ежекторів повинен складати 5-7 м вод. ст. Матеріалом трубопроводів хлорної води служать гума, поліетилен або вініпласт.

На базі хлораторів ЛОНИИ-СТО розроблені типові проекти хлораторних, основні дані яких наведені в таблиці 13.3. Влаштування хлораторної продуктивністю 12,5 кг/год хлору наведене на рис. 13.6.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

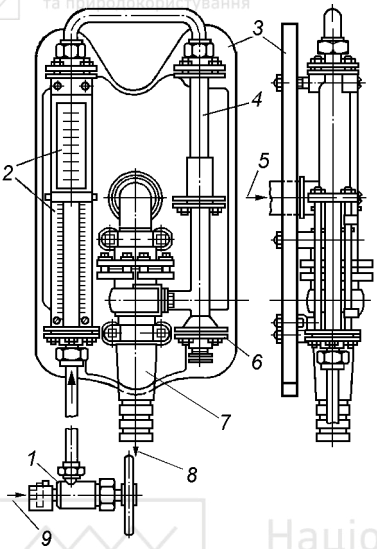


Рис. 13.5. Хлоратор марки ЛК-10:
1 - регулюючий вентиль; 2 - ротаційний вимірювач; 3 - панель; 4 - водяний клапан; 5 - повітряний клапан; 6 - ежектор; 7 - вихід хлорної води; 8 - подача хлор-газу

Таблиця 13.3

Основні дані типових хлораторних, що працюють на газоподібному хлорі (хлоратори ЛОНИИ-СТО)

Типовий проект	Продуктивність, кг/год	Подача хлоратора, кг/год	Кількість хлораторів	Місткість складу хлору, т	Розміри хлораторної, А х В, м
ТП 901-3-64	1	0,2-1,3	2	-	9 х 6
ТП 901-7-4.84	2	0,4-2,5	2	1,1	12 х 6
ТП 901-7-5.84	5	1,3-8,0	2	3,6	12 х 12
ТП 901-7-6.84	12,5	12,8	2	8,0	18 х 12
ТП 901-3-121	25	12,8	3	12,0	30 х 12
ТП 901-7-15.85	50	-	4	36,0	36 х 12

Хлораторна запроектована у вигляді окремо розміщеної одноповерхової будівлі з приєднанням до теплової, водопровідної й каналізаційної мереж очисної станції. Вона складається із складу контейнерів, хлордозаторної, насосної й допоміжних приміщень. Склад призначений для зберігання хлору в контейнерах місткістю 800 л. Рідкий хлор із контейнера, розміщеного на вазі марки НПВ, подається на випарювач у хлордозаторну. Після випаровування газ проходить грязьовик, фільтр і далі підводиться через хлоратори ЛОНИИ-100К до ежекторів, у які насосом-підвищувачем напору типу К подається водопровідна вода. Після ежекторів хлорна вода відводиться до місця змішування із стічними водами.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

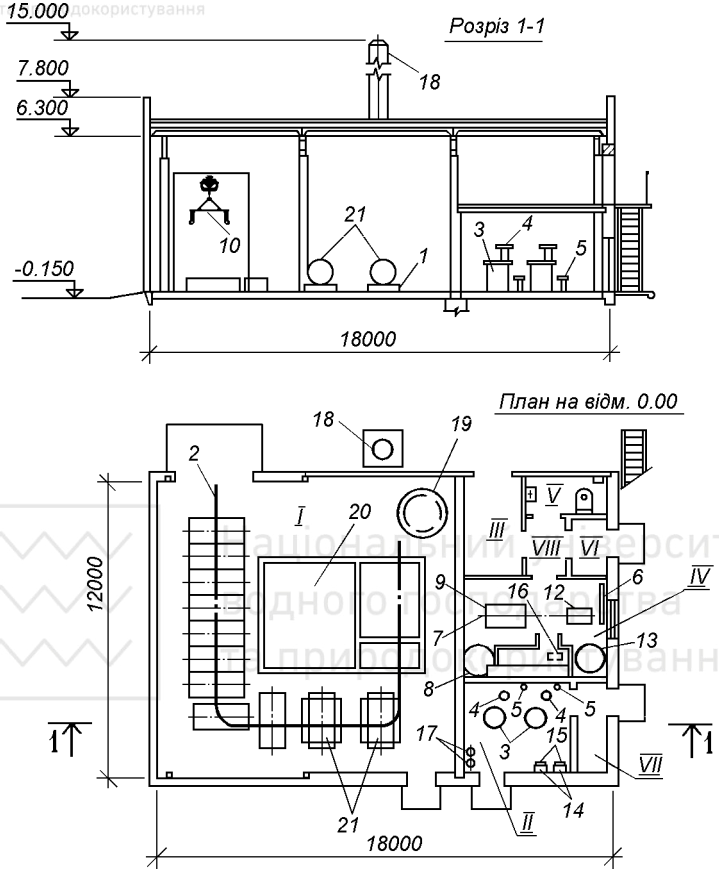


Рис. 13.6. Хлораторна продуктивністю 12,5 кг/год хлору:
I - склад контейнерів; II - хлордозаторна; III - щитова й операторська; IV - насосна; V - санвузол; VI - тамбур; VII - тамбур хлордозаторної; VIII - коридор; IX - витяжна венткамера; X - приточна венткамера;
1 - вага; 2 - таль електрична; 3 - випаровувач; 4 - грязевик; 5 - фільтр; 6 - швидкісний водоводяний нагрівач; 7 - таль ручна пересувна; 8 - бак розчинний; 9 - насос марки «Х»; 10 - пристрій для підйому контейнерів; 11 - вологовідділювач; 12 - насос марки «К»; 13 - бак розриву струмини; 14 - хлоратор ЛОНИИ-СТОК; 15 - ежектор; 16 - компресор; 17 - балони з азотом; 18 - газовикидна труба; 19 - скрубер; 20 - резервуар для нейтралізуючого розчину; 21 - контейнер із хлором

Площа, необхідна для розміщення хлораторів, становить 2 м^2 на кожен апарат чи 5 м^2 разом із вагою. Хлоратори кріпляться за допомогою штирів на відстані 25-30 см від стіни. Відстань між хлораторами приймають рівною 60-80 см.

Для періодичної очистки від хлору хлораторів, грязьовиків, фільтрів, а також для попередження накопичення трихлористого азоту, передбачається продування стисненим азотом із балонів. Для ліквідації можливих аварій контейнерів передбачені резервуари для нейтралізуючого розчину, насоси типу «Х», розчинний бак і склад сухих реагентів, а також автоматичні системи ліквідації аварії й очистки вентиляційного повітря перед викидом його в атмосферу.

Хлораторні можуть розміщуватись як в окремо розміщених будівлях, так і на ізольованих площах виробничо-допоміжних будівель. Хлордозаторна повинна розміщуватись на першому поверсі й мати запасний вихід безпосередньо на вулицю. Це викликане тим, що транспортувати балони чи контейнери з хлором на верхні поверхи важко. Крім цього, при встановленні обладнання на другому поверсі й вище у випадку витоку хлор-газ через нещільності у підлозі може поширюватись по усій будівлі. Для швидкого видалення газу з приміщень хлордозаторну обладнують вентиляцією, розрахованою на 12-кратний обмін повітря на протязі 1 години. Витяжку у хлордозаторному приміщенні влаштовують біля підлоги. Пускова апаратура вентиляційної системи повинна знаходитись поза хлордозаторною.

У США випускаються хлоратори дуже малих розмірів, які монтуються безпосередньо на балонах з хлором (рис. 13.7). До складу такої установки входить хлоратор, напірний хлоропровід й інжектор з душовою насадкою, в який під тиском подається робоча вода. Інжектор монтується безпосередньо в місці змішування стічних вод з хлорною водою, довжина напірного хлоропроводу може досягати при цьому 300 м. Хлоратори випускаються на різну

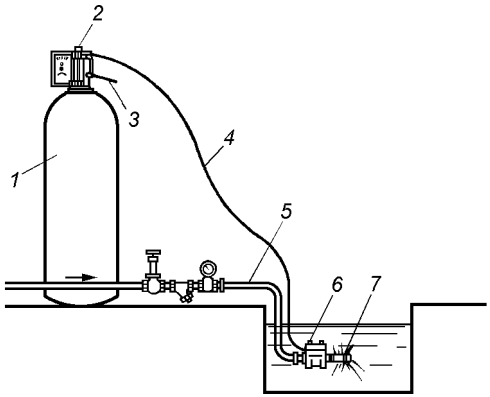


Рис. 13.7. Установка для хлорування стічних вод у відкритому каналі [2]:
1 - балон з хлором; 2 - хлоратор; 3 - стиснене повітря; 4 - напірний хлоропровід; 5 - робоча вода; 6 - інжектор; 7 - душова насадка

Національний університет водного господарства та природокористування

продуктивність за хлором - від 11 до 1900 г/год. В установці, зображеній на рис. 13.8, в інжектор за допомогою зануреного насосу подаються безпосередньо знезаражувані стічні води [2].

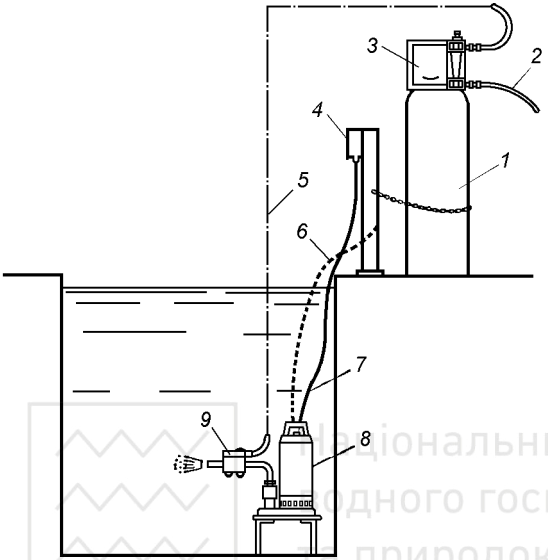


Рис. 13.8. Установка для хлорування стічних вод у контактному резервуарі [2]:
1 - балон з хлором;
2 - стиснене повітря;
3 - хлоратор; 4 - пускач;
5 - напірний хлоропровід; 6 - кріплення;
7 - кабель; 8 - насос;
9 - інжектор

Національний університет водного господарства та природокористування

Широке застосування знезаражування стічних вод газоподібним хлором зумовлене високою надійністю його бактерицидної дії, можливістю простого оперативного контролю за процесом знезаражування шляхом хімічного визначення величини залишкового хлору, простотою конструктивного оформлення апаратури, можливістю отримання цього дезинфікуючого агента в готовому вигляді. Однак хлор є токсичною речовиною й потребує особливих заходів безпеки при транспортуванні та зберіганні, а також дотримання складних правил техніки безпеки при експлуатації хлорного господарства. Виконання цих правил на очисних станціях в малих населених пунктах і в сільській місцевості утруднене, тому в цих районах газоподібний хлор практично не використовується.

13.3. Знезаражування стічних вод хлорним вапном

На очисних станціях продуктивністю до 5-10 тис. $м^3$/добу широко застосовується знезаражування стічних вод розчинами хлорного вапна.

Хлорне вапно $CaCl_2O$ поставляється в поліетиленових мішках, стальних барабанах, фанерних чи дерев'яних бочках і являє собою білий по-

рошок із різким запахом. Вміст активного хлору у хлорному вапні в залежності від його марки складає 32-35 %.

Принцип дії установок для знезаражування хлорним вапном полягає у приготуванні розчину необхідної концентрації й наступної його подачі в стічні води у вигляді дозованої струмини. Установки для приготування розчину хлорного вапна однотипні й відрізняються одна від одної лише деякими деталями та габаритами, які визначаються їх продуктивністю. Найпростіші установки виготовляються у вигляді дерев'яних розчинних і витратних баків з відповідною арматурою [4].

На рис. 13.9 зображена хлораторна установка конструкції ЦТводу МШС з металевими розчинними й витратними баками. Необхідна кількість хлорного вапна засипається в розчинний бак мірником через люк. Далі туди ж подається водопровідна вода і за допомогою мішалки з ручним приводом здійснюється розчинення хлорного вапна. Відстояний розчин далі зливається у витратні баки, звідки дозується в стічні води через хлорвимірювач. Повітря, а також гази, які утворюються при розкладанні хлорного вапна, відводяться в атмосферу по магістралі, з'єднаній з кришками баків. Розчинний бак очищається від осаду через спеціальний люк.

Національний університет водного господарства та природокористування

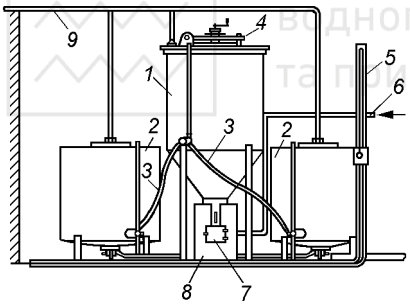


Рис. 13.9. Схема установки для знезаражування стічних вод хлорним вапном:
1 - розчинний бак; 2 - витратні баки; 3 - шланги; 4 - люк із мірником; 5 - хлорвимірювач; 6 - водопровідна вода; 7 - люк; 8 - збірник; 9 - відвід газів у атмосферу

Інститутом Мосдіпротранс розроблений типовий проект хлораторної продуктивністю до 0,5 кг хлору за годину із застосуванням баків конструкції ЦТводу МШС. Хлораторна розміщується в одноповерховому цегляному приміщенні розміром у плані 3х6 м і висотою 3,7 м. У приміщенні розміщується власне хлораторна, склад для зберігання бочок з хлорним вапном і тамбур. У хлораторній розміщується основне технологічне обладнання й насоси-дозатори (у випадку напірної подачі хлорної води). Склад розрахований на зберігання 1800 кг хлорного вапна. У тамбурі перед входом у хлораторну розміщуються шафа для зберігання спецодягу й протигазів, аптечка для на-

дання термінової медичної допомоги. Хлораторна та склад хлорного вапна обладнуються вентиляцією.

13.4. Знезаражування стічних вод електролітичним гіпохлоритом натрію

У наш час знезаражування електролітичним гіпохлоритом натрію застосовують для обробки невеликих об'ємів стічних вод (до 1000 $м^3$/добу) на станціях, віддалених від місць виробництва хлору.

Електрохімічний спосіб отримання гіпохлориту натрію грунтується на отриманні хлору і його взаємодії з лугом в одному апараті - електролізері. При електролізі розчину $NaCl$ у ванні без діафрагми на аноді відбувається розряд іонів хлору:

$$2Cl^- \rightarrow Cl_2 + 2e.$$

Хлор, що виділяється, розчиняється в електроліті з утворенням хлорнуватистої й соляної кислот:

$$Cl_2 + H_2O \underset{\leftarrow}{\rightarrow} HClO + HCl.$$

На катоді відбувається розряд молекул води:

$$H_2O + e = OH^- + H^+.$$

Атоми водню після рекомбінації виділяються з розчину у виді газу, іони OH^-, що залишалися в розчині, утворюють біля катоду з іонами Na^+ луг.

Внаслідок перемішування аноліта з католітом відбувається взаємодія хлорнуватистої кислоти з лугом із утворенням гіпохлориту натрію:

$$HClO + NaOH = NaClO + H_2O,$$

який далі гідролізується й дисоціює з утворенням тих же бактерицидних агентів $HClO$ і ClO^-.

Таким чином, знезаражування води електролітичним гіпохлоритом натрію є одним із видів хлорування. Однак поряд із великою бактерицидною активністю розчини електролітичного гіпохлориту натрію мають цінні технічні властивості. Вони стійкіші від розчинів інших гіпохлоритів, у тому числі й хлорного вапна, а значить можуть зберігатись більш тривалий час. Водні розчини гіпохлориту натрію не вміщують завісі і, на відміну від хлорного вапна, не потребують освітлення.

У наш час серійно випускаються непроточні електролізні установки марки ЕН із графітовими електродами пропускною спроможністю до 100 кг/добу за активним хлором (табл. 13.4). У розчинний бак завантажується кухонна сіль, яка заливається водою й перемішується до отримання насиченого (280-300 г/л) розчину. Приготований розчин насосом подається в робо-

чий бак, де розбавляється водопровідною водою до концентрації 100-120 г/л. З робочого бака через дозатор електроліт надходить в електролізер. Готовий продукт збирається в бакові-накопичувачі, з якого дозується у відповідності до коливань притоку стічних вод (рис. 13.10). Контакт гіпохлориту натрію із стічною водою повинен тривати не менше 30 хв.

Таблиця 13.4

Технологічна характеристика електролізних установок непроточного типу [3]

Показники	Значення показників для електролізерів марки			
	ЕН-1	ЕН-5	ЕН-25	ЕН-100
Продуктивність за активним хлором, кг/добу	1	5	25	100
Питома витрата солі на 1 кг активного хлору, кг	12-15	12-15	8-9	8-9
Концентрація робочого розчину кухонної солі	100-120			
Тривалість циклу електролізу, год	0,075-0,9	8-9	10-12	5-6
Рекомендоване число циклів за добу	3-5	2	2	3-4
Концентрація активного хлору в розчині, г/л	5-7	6-8	10-12	10-12
Робоча напруга на ванні, В	40-42	40-42	55-65	220-230
Робочий струм, А	55-65	55-65	130-140	400-450
Питома витрата електроенергії на 1 кг активного хлору, кВт.год	7-9	7-9	8-10	10-12

Розроблений типовий проект електролізних установок для знезаражування стічних вод ТП 901-3-76. У будівлі розміщуються приміщення електролізерів, нососно-дозувальне відділення, електрощитова, вентиляційна камера й службове приміщення. При продуктивності за активним хлором 1-100 кг/добу розміри будівлі електролізної в плані складають 10,5х6 м, а висота - 4,8 м, а при продуктивності за активним хлором 100-200 кг/добу - відповідно 18х6 і 4,5 м. При застосуванні для біологічної очистки стічних вод установок типу КУ електролізну розміщують у відділенні виробничо-допоміжної будівлі розмірами в плані 6х7,5 м.

Знезаражування біологічно очищених стічних вод може здійснюватись також і методом їх прямого електролізу. Такий принцип лежить в основі роботи установки типу «Каскад». Під дією електричного струму із хлоридів, які знаходяться безпосередньо в стічних водах, утворюється активний хлор, який і знезаражує рідину безпосередньо в її потоці. Установка типу «Каскад» має пропускну здатність 50 $м^3$/добу, номінальну потужність 5,8 кВт, напругу 380 В, частоту струму 50 Гц, робочу напругу на електродах до 12 В, робочий струм на електродах до 600 А, розміри 620х368х785 мм.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

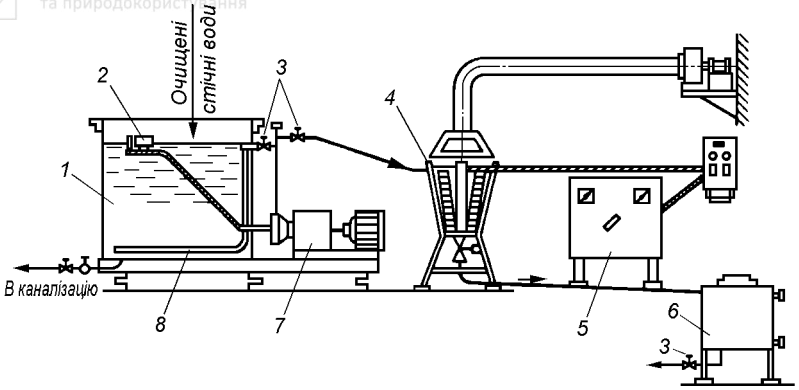


Рис. 13.10. Схема електролізної установки непроточного типу марки ЕН:
1 - розчинний бак солі; 2 - поплавок; 3 - вентиль; 4 - електролізер; 5 - випрямний агрегат; 6 - бак-накопичувач гіпохлориту натрію; 7 - насос; 8 - розподільна гребінка

Національний університет
водного господарства
та природокористування

13.4. Змішувачі стічних вод із хлорною водою і контактні резервуари

Для змішування стічних вод із хлорною водою можуть використовуватись змішувачі будь-якого типу. При витратах стічних вод до 1400 $м^3$/добу використовуються йоржеві змішувачі. При більших витратах найчастіше застосовуються змішувачі типу лотка Паршаля.

Лоток Паршаля складається з підвідного розтруба, горловини й відвідного розтруба (рис. 13.11). Бокові стінки горловини точно вертикальні, а дно має похил в сторону руху води. В результаті звуження перетину і різкої зміни похилу дна у відвідному розтрубі виникає гідравлічний стрибок, у якому відбувається інтенсивне перемішування стічних вод з хлорною водою.

Розміри змішувачів типу лотка Паршаля наведені в табл. 13.5.

Контактні резервуари призначені для забезпечення розрахункової тривалості контакту очищених стічних вод з хлором або гіпохлоритом натрію. При знезаражуванні стічних вод, очищених на краплинних біофільтрах, для контакту хлору з водою можуть застосовуватись вторинні відстійники, хоча наявність біоплівки в цьому випадку заважає досягненню належного ефекту знезаражування стічних вод. Окремі контактні резервуари влаштовують після аеротенків, а також після високонавантажуваних біофільтрів, які працюють за схемою з рециркуляцією очищених стічних вод.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 13.5

Розміри змішувачів типу лотка Паршаля (ТП 902-2-98), м

Розміри	Пропускна здатність, тис. м^3/добу					
	1,4-4,2	4,2-7,0	7,0-32,0	32,0-80,0	80,0-160,0	160,0-280,0
A	1,35	1,35	1,475	1,73	1,73	1,995
B	0,3	0,45	0,6	0,9	1,2	1,5
C	0,55	0,55	0,8	1,3	1,3	1,8
D	0,78	0,78	1,08	1,68	1,68	2,28
E	1,32	1,32	1,45	1,7	1,7	1,95
H_A	0,29	0,4	0,65	0,61	1	1
H`	0,26	0,38	0,6	0,59	0,8	0,85
H	0,32	0,42	0,66	0,63	1	1,15
L	5,85	5,85	6,1	6,6	6,6	7,1
l`	1,7	4	7,4	7,4	8,9	10,2
l	4,4	7	11	11	12,5	14
l``	7,17	9,47	13,63	13,97	14,97	15,3
b	0,23	0,23	0,5	1	1	1,5

Примітка. Розміри *H, H`, $H_A$, l, l`* визначені для максимальної витрати у вказаних діапазонах пропускної здатності.

Національний університет
та природокористування

В якості контактних резервуарів можуть використовуватись горизонтальні, вертикальні чи радіальні відстійники. Вертикальні відстійники використовуються на малих очисних станціях. Застосування радіальних відстійни-

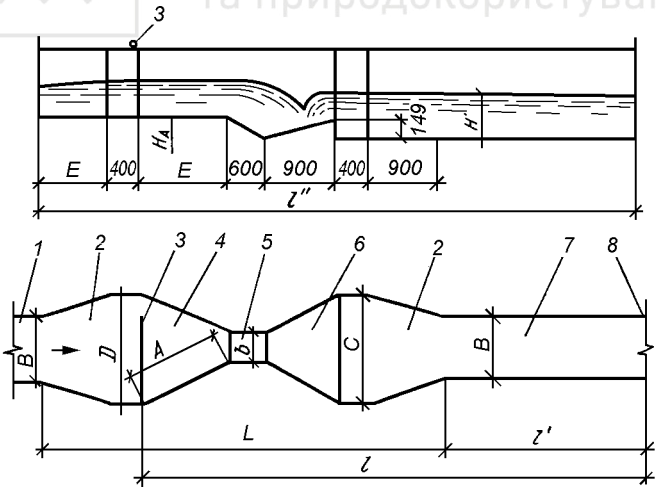


Рис. 13.11. Змішувач типу «лоток Паршаля»:
1 - підвідний лоток; 2 - перехід; 3 - трубопровід хлорної води; 4 - підвідний розтруб; 5 - горловина; 6 - відвідний розтруб; 7 - відвідний лоток; 8 - створ повного змішування

ків обмежене через труднощі, пов'язані з видаленням осаду (контактні резервуари не можна обладнувати мулоскребами, оскільки у присутності хлору вони піддаються корозії). Найчастіше контактні резервуари влаштовуються на базі первинних горизонтальних відстійників без скребків.

Контактні резервуари розраховуються на перебування в них стічних вод на протязі 30 хв при максимальній розрахунковій витраті. У ці 30 хв включається також тривалість протоку стічних вод після змішувача в каналах до контактних резервуарів і після них до випуску у водойму.

Кількість секцій контактних резервуарів повинна бути не меншою 2.

У контактних резервуарах відбувається окислення залишкових забруднень стічних вод хлором, що призводить до випадання в них осаду. Кількість осаду приймається в залежності від ступеня очистки стічних вод і використовуваного дезинфікуючого реагенту. При знезаражуванні хлором кількість осаду вологістю 98 %, який випадає в контактних резервуарах, складає: для стічних вод після механічної очистки - 1,5 л/м^3; для стічних вод після біологічної очистки в аеротенках і на біофільтрах - 0,5 л/м^3.

Таблиця 13.6

Основні розміри типових контактних резервуарів

Типовий проект	Продуктивність		К-сть секцій	Ширина секції, м	Довжина секції, м	Робоча глибина, м
	тис. м^3/добу	тис. м^3/год				
ТП 902-3-71.87	2,7		2	3,0	6,0	2,9
	4,2		2	3,0	9,0	2,9
	7,0		2	3,0	15,0	2,9
ТП 902-3-12	10,0		2	6,0	9,0	3,1
	17,0		2	6,0	15,0	3,1
	25,0		2	6,0	18,0	3,1
ТП 902-3-21	35,0		3	6,0	18,0	3,2
	50,0		3	6,0	24,0	3,2
	70,0		3	6,0	30,0	3,2
ТП 902-3-22	50,0		4	6,0	18,0	3,2
	70,0		4	6,0	24,0	3,2
	100,0		4	6,0	33,0	3,2
ТП 902-2-333		2,1-4,2	3	9,0	24,0-48,0	3,3
ТП 902-2-334		5,6-11,2	4	9,0	24,0-48,0	3,3
ТП 902-2-335		12,0-16,8	6	9,0	36,0-48,0	3,3

Розроблені типові проекти контактних резервуарів на різну продуктивність очисних споруд на дві, три, чотири й шість секцій шириною 3,0, 6,0 і 9,0 м робочою глибиною 2,9, 3,2 і 3,3 м (табл.13.6). Довжина секцій змінюється за допомогою вставок довжиною 3,0 м.

У типовому проекті ТП 902-3-71.87 хлорна вода вводиться безпосередньо в трубопровід, по якому стічні води надходять у розподільний лоток

Національний університет
контактних резервуарів. Видалення осаду та спорожнення контактних резервуарів при цьому здійснюється за допомогою переносного насоса марки ГНОМ 16-15.

На рис. 13.12 зображений двосекційний контактний резервуар пропускною здатністю 10000 м^3/добу. Для кращого змішування стічних вод з хлорною водою передбачена подача повітря у впускний лоток. Видалення осаду передбачається через трубопровід спорожнення контактного резервуара. Дно контактних резервуарів більшої продуктивності влаштовується ребристим. В лотках ребристого дна розміщуються трубопроводи технічної води із сприсками для змиву осаду до приямків, розміщених на початку контактного резервуара; на гребенях встановлені трубчасті перфоровані аератори. В контактних резервуарах може здійснюватись безперервна аерація повітрям для насичення стічних вод киснем і запобігання випаданню зависі. При експлуатації контактних резервуарів без аерації повітрям осілий осад видаляється періоди-

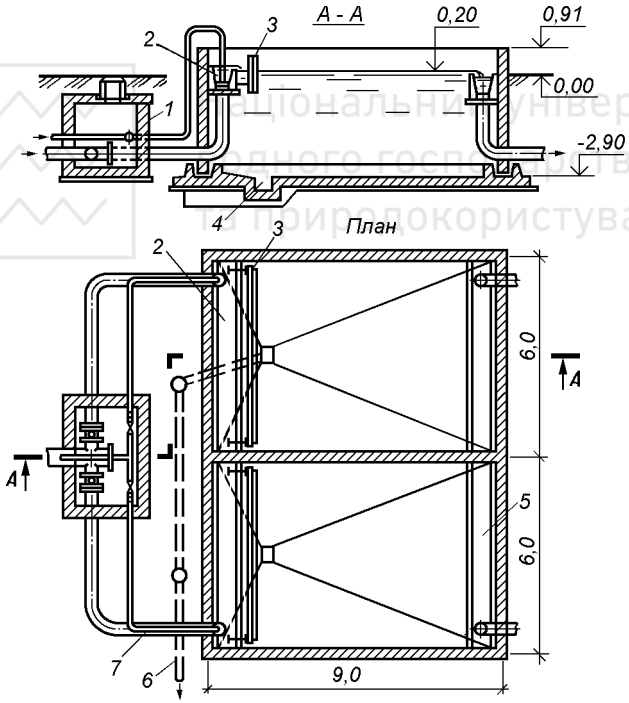


Рис. 13.12. Контактні резервуари пропускною здатністю 10000 м^3/добу:
1 - розподільна камера; 2 - впускний лоток; 3 - струминонаправляючий щит; 4 - приямок; 5 - збірний лоток; 6 - трубопровід спорожнення; 7 - повітропровід

чно (1 раз у 5-7 днів). При цьому секція відключається та спорожнюється, а осілий осад змивається в приямок і видаляється в каналізаційну мережу очисної станції.

13.5. Застосування озону для знезаражування стічних вод

При знезаражуванні стічних вод озон, який є алотропічною модифікацією кисню, застосовується в газоподібному вигляді. За температури 0 °С і тиску 0,1 МПа розчинність чистого озону складає 0,68 г/л, а маса його 1 л - 2,144 г. Молекула озону O_3 дуже нестійка й легко дисоціює на атом і молекулу кисню. Швидкість дисоціації озону зростає при збільшенні значення pH, температури й ступеня мінералізації води. Озон - сильний окислювач. Згідно сучасних уявлень, механізм знезаражування води озоном грунтується на його здатності інактивувати складні органічні речовини білкової природи, що вміщуються в тваринних і рослинних організмах. Патогенні мікроорганізми знищуються озоном у 15-20, а спорові форми бактерій - у 300-600 разів швидше, ніж хлором. Крім цього озон одночасно підвищує прозорість води і знижує її кольоровість.

Доза озону для знезаражування стічних вод залежить від ступеня попередньої очистки і вмісту органічних речовин у стічних водах (озон у першу чергу окислює органічні речовини, а вже потім діє як дезінфікуючий агент), часу контакту стічних вод з озоном, концентрації озону в озоно-повітряній суміші. Знезаражування озоном доцільно передбачати після доочистки стічних вод на мікрофільтрах чи фільтрах. Дозу озону в цьому випадку слід приймати рівною 6-10 мг/л при тривалості контакту із стічними водами 8-10 хв. Для біологічно очищених стічних вод при концентрації завислих речовин 10-12 мг/л і $БПК_{повн}$ 15 мг/л доза озону складає 15-30 мг/л, а тривалість контакту - 0,3-0,5 год.

Установки для озонування складаються з озонаторів для синтезу озону, обладнання для підготовки й подачі повітря, систем електроживлення, камер для контакту озону з оброблюваною водою, обладнання для утилізації залишкового озону у відпрацьованій газовій суміші.

Озон отримують шляхом розщеплення молекулярного кисню на атоми під дією тихого електричного розряду в спеціальних апаратах - **озонаторах**, у яких повітря пропускається з певною швидкістю між двома електродами, сполученими з джерелом змінного струму високої напруги (5-20 кВ). Конструктивно електроди виконуються у вигляді двох концентрично розташованих циліндрів різного діаметра чи у вигляді двох паралельних пластин. Для отримання 1 кг озону потрібно 50-60 $м^3$ повітря.

Курганским заводом хімічного машинобудування. виготовляються озонатори типу ОП-121 і УОГ2300М, продуктивністю відповідно 0,4-1,8 і 2,3

кг озону за 1 годину. За кордоном (зокрема французькими фірмами «Дегремон» і «Трелігаз») серійно випускаються озонаторні установки більшої одиничної продуктивності.

Основними причинами, що стримують і ускладнюють широке застосування озону для знезаражування стічних вод, є відносно висока його собівартість, яка визначається невисокою якістю озонаторних установок промислового типу пропускною спроможністю 10-50 кг/год і малим ступенем використання озону (50-70 %) в існуючих конструкціях змішувачів. Вдосконалення процесів очистки стічних вод із застосуванням озону розвивається за двома основними напрямками. Це створення ефективних, високопродуктивних і економічних генераторів озону, працюючих на підвищених частотах, та інтенсифікація процесу масообміну контактуючих фаз (озону й стічних вод) за рахунок зміни швидкості реакції застосуванням каталізаторів, фотохімічного чи радіохімічного впливу, поєднання озонування з ультрафіолетовим опроміненням.

12.6. Випуски стічних вод у водойми

Випуск очищених стічних вод у водойми здійснюється через спеціальні споруди - **випуски**, які повинні бути стійкими до зовнішнього впливу і

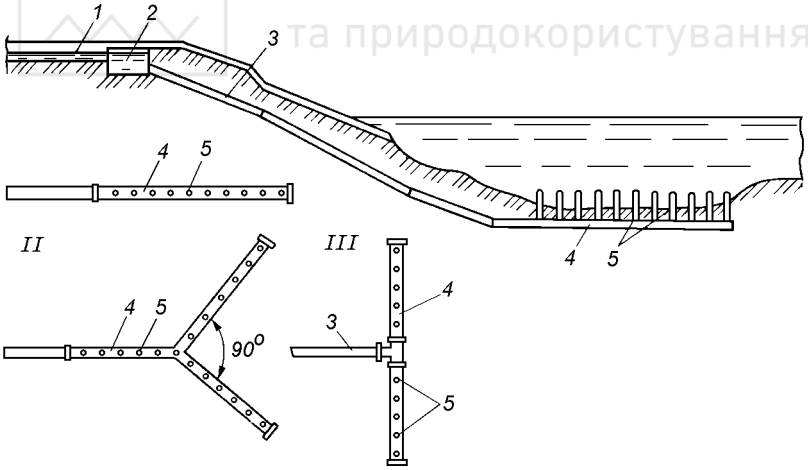


Рис. 13.13. Схема руслового розпорошуючого випуску:
I, II, III - відповідно поперечна, У-подібна і Т-подібна розпорошуючі частини; 1 - підвідний лоток чи трубопровід; 2 - береговий колодязь; 3 - береговий трубопровід; 4 - розпорошуюча частина; 5 - отвори

забезпечувати максимальне розбавлення стічних вод.

У залежності від водойми-приймальника стічних вод випуски поділяються на річкові, озерні й морські. За місцем розташування розрізняють берегові, руслові й глибинні випуски. За конструкцією розподільної частини їх класифікують як зосереджені з одним випускним отвором і розпорошуючі, які мають декілька випускних отворів. За конструктивним оформленням розподільної частини випуски можуть бути з циліндричними оголовками, з насадками, що сходяться, з гравійною засипкою чи у вигляді щілинних або перфорованих труб та ін.

Берегові зосереджені випуски виконують у вигляді відкритих канав і каналів, бистротоків, консольних скидів і оголовків різноманітних конструкцій. Їх застосування не забезпечує ефективного розбавлення, так як у місті скиду стічних вод воно практично відсутнє через малі швидкості руху води біля берегів і незначні глибини. Тому берегові випуски доцільно застосовувати для скиду дощових і умовно чистих вод, для гірських річок і випуску невеликих об'ємів очищених стічних вод далеко від населених пунктів.

Руслові випуски виконують у вигляді трубопроводів, висунутих у русло річки, із затопленими оголовками чи ділянкою труби з отворами (рис. 13.13). Розпорошуючі випуски, які мають ряд насадок чи отворів, розміщених на рівних відстанях один від одного, забезпечують найкращі умови змішування річкової й стічної води на невеликій відстані від місця скиду. Глибинні

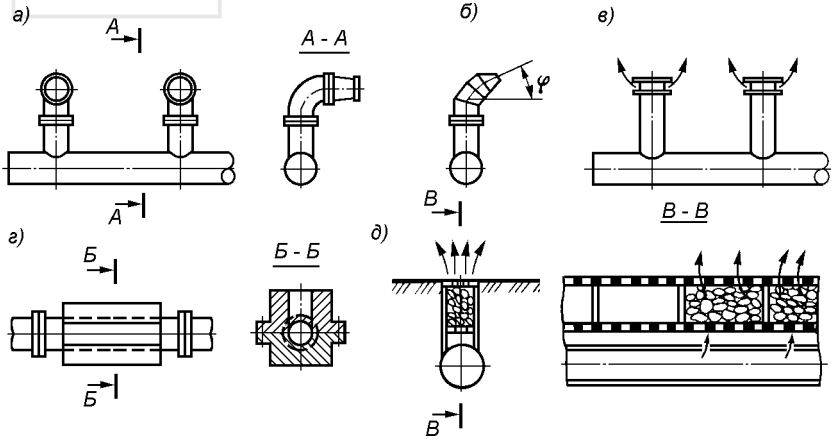


Рис. 13.14. Конструкції оголовків розпорошуючих випусків:
а) - з конічним патрубком і випуском, паралельним дну; б) - з конічним патрубком під кутом до горизонту; в) - з циліндричним металевим оголовком; г) - з бетонним оголовком; д) - з гравійною засипкою

Національний університет
випуски застосовуються при скиданні стічних вод в озера водосховища чи моря. За конструктивним оформленням вони мало чим відрізняються від руслових випусків і найчастіше бувають зосередженими. При виборі ділянки русла річки, на якій повинно відбуватись змішування річкової та стічної води, необхідно брати до уваги чинники, які покращують процес змішування. Найбільш придатними є ділянки із звивистим руслом і з підвищеними швидкостями потоку річкової води.

Розпорошуючі випуски поділяють також на надводні, з розміщенням розпорошуючої труби над рівнем води, коли випускні патрубки повернуті вихідними отворами вниз, внутрішньоводні, коли розпорошуючий трубопровід і патрубки-випуски розміщені нижче поверхні води, але вище дна, і донні, коли розпорошуючий трубопровід розміщений на дні чи нижче дна водоприймальника, а отвори вихідних патрубків - вище дна (див. рис. 13.13). Оголовки розпорошуючих випусків можуть бути різноманітного типу, але найбільшого поширення набули оголовки з конічними патрубками (рис. 13. 14).

13.7. Розрахунок споруд для знезаражування стічних вод хлором

Витрата активного хлору, необхідна для знезаражування стічних вод, складає

$$q_{хл} = d_{хл} Q / 1000, кг / год, \qquad (13.1)$$

де $d_{хл}$ - розрахункова доза активного хлору ([1], п. 6.223), г/м^3; Q - розрахункова витрата стічних вод, м^3/год.

Враховуючи ту обставину, що хлорне господарство очисних споруд повинно забезпечувати можливість збільшення розрахункової дози хлору в 1,5 рази, за табл. 13.3 приймається типова хлораторна на годинну продуктивність за активним хлором, що складає $1{,}5q_{хл}$.

У хлораторній повинні бути встановлені резервні хлоратори: 1 хлоратор - якщо число працюючих хлораторів не перевищує 2; 2 хлоратори - при більшій кількості працюючих хлораторів. Додатково передбачається встановлення ежекторів: 1 резервного і 1 для аварійних випадків.

До хлораторів і ежекторів передбачається підведення води під тиском не менше 0,3 МПа. Витрата хлорної води при цьому буде складати

$$q_{хв} = q_в q_{хл}, м^3 / год, \qquad (13.2)$$

де $q_в$ = 0,5 - норма водоспоживання, м^3 води на 1 кг хлору.

Для змішування стічних вод з хлорною водою приймається змішувач типу лотка Паршаля (табл. 13.5).

Розрахунковий об'єм контактних резервуарів складає

$$W = Qt, м^3, \qquad (13.3)$$

де t = 0,5 - тривалість контакту стічних вод з хлором, год.

За табл. 13.6 приймається N секцій типових контактних резервуарів шириною B і робочою глибиною H. Довжина контактного резервуара при цьому не повинна бути меншою

$$L = W / NBH, м. \tag{13.4}$$

Кількість осаду вологістю 98 %, що випадає у контактних резервуарах, буде складати

$$O_{кр} = q_{кр} Q_{доб} / 1000, м^3 / добу, \tag{13.5}$$

де $q_{кр}$ - кількість осаду, л/добу, що випадає в контактних резервуарах в розрахунку на 1 м^3 очищуваних стічних вод ([1], п. 6.231); $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Література

1. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
2. W.Blaszczyk, M.Roman, H.Stamatello. Kanalizacja. Tom 2, Arkady, Warszawa, 1974. - 466 с.
3. Обеззараживание природных и сточных вод с использованием электролиза/Г.Л.Медрыш, А.А.Тойшева, Д.Л.Басин. - М.: Стройиздат, 1982. - 81 с.
4. Очистка и обеззараживание сточных вод малых населенных пунктов/Э.С.Разумовский, Г.Л.Медриш, В.А.Казарян. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1986. - 173 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 14

ОБРОБКА ТА ЗНЕШКОДЖЕННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

14.1. Кількість, склад і властивості осадів

Крім покидьків, що затримуються на решітках, і осаду з піскоуловлювачів, методи обробки й утилізації яких розглянуті раніше в розділях 4 і 5, при освітленні стічних вод у первинних відстійниках міських очисних споруд утворюється сирий осад, а при біологічній очистці в аеротенках чи на біофільтрах - надлишковий активний мул чи надлишкова біоплівка, обробці й знешкодженню яких і присвячена дана глава.

Вирішення питань, пов'язаних з обробкою та знешкодженням осадів, є надзвичайно складним. Осади міських стічних вод мають великі об'єми (біля 1-4 % витрати очищуваних стічних вод; 60-70 % загальної кількості осадів при цьому складає надлишковий активний мул), високу вологість, неоднорідний склад і змінювані властивості, містять органічні речовини, які здатні швидко загнивати, заражені бактеріальною (в тому числі й патогенною) мікрофлорою та яйцями гельмінтів. Осади стічних вод відносяться до важкофільтрованих мулових суспензій.

В залежності від застосовуваних методів обробки стічних вод, на міських очисних спорудах можуть утворюватися наступні види осадів:

1. Ущільнений активний мул, який отримується в результаті обробки мулу з метою зниження його вологості методами відстоювання, флотації, сепарування тощо;
2. Анаеробно зброджений осад, який отримується в результаті анаеробного зброджування сирого осаду, надлишкового активного мулу (біоплівки) чи їх суміші в двоярусних відстійниках, освітлювачах-перегнивачах чи метантенках;
3. Аеробно стабілізований осад, який отримується в результаті аеробної стабілізації надлишкового активного мулу чи його суміші з осадом первинних відстійників;
4. Підсушений осад із мулових майданчиків;
5. Зневоднений осад після апаратів для механічного зневоднення осаду;
6. Термічно висушений осад.

Кількість і вологість осадів залежать від типу, режиму експлуатації й ефективності роботи споруд для механічної та біологічної очистки міських стічних вод, а також кількості й виду виробничих стічних вод, що очищаються разом із господарсько-побутовими стічними водами.

Сирий осад первинних відстійників являє собою драглювату суспензію сірого або світло-коричневого кольору з кислуватим запахом. Внаслідок вмісту великої кількості органічних речовин він швидко загниває, набуваючи темно-сірого або чорного кольору і видаючи неприємний кислий запах. При відстоюванні стічних вод на протязі 2 год вологість утворюваного осаду складає біля 97,5 %; при подальшому відстоюванні осад ущільнюється і його вологість знижується до 93-95 %, а вміст сухої речовини збільшується відповідно від 2,5 до 5-7 %. Вологість осаду первинних відстійників залежить, головним чином, від способу його вивантаження: при вивантаженні під гідростатичним тиском вологість осаду складає в середньому 95 %, при відкачуванні плунжерними насосами - 93-93,8 %.

При середній ефективності первинного освітлення міських стічних вод 60 % і вологості осаду 95 % його питомий об'єм складає 0,8 л/добу на одного жителя. У залежності від вологості питомий об'єм осаду може змінюватись від 0,5 до 2 л/добу на одного жителя. Маса сухої речовини й об'єм осаду, затримуваного в первинних відстійниках, можуть бути встановлені за наведеними раніше формулами (6.27) і (6.28). При вологості до 80 % густину сирого осаду міських стічних вод приймають рівною 1 т/м^3.

У первинних відстійниках затримуються також спливаючі домішки, кількість яких у середньому складає 2 л/рік на 1 жителя при вологості 60 % і густині 0,6 т/м^3. Плаваючі домішки обробляють спільно з осадом первинних відстійників.

Надлишковий активний мул являє собою суспензію аморфних пластівців сірувато-чорного кольору. При зберіганні й ущільненні він швидко загниває. Вологість надлишкового активного мулу, який вивантажується з вторинних відстійників після аеротенків, складає 99,2-99,7 %, а надлишкової біоплівки, яка вивантажується з вторинних відстійників після біофільтрів, - 96-96, 5 %.

Приріст активного мулу вологістю 99,5 % на міських станціях аерації становить від 2 до 3,8 % об'єму очищуваних стічних вод, або від 8,8 до 20 т за сухою речовиною на кожні 100 тис. м^3 стічних вод. Приріст активного мулу в аеротенках на повну або неповну очистку, а також в аеротенках продовженої аерації визначається за даними, наведеними в розділі 10.9.2; приріст біоплівки в біофільтрах різних типів визначається за даними, наведеними в розділі 9.6. Дані К.Імгофа стосовно кількості і вологості осадів, які утворюються на міських очисних спорудах, наведені в табл. 14.1.

Надлишковий активний мул, ущільнений в мулозгущувачах вертикального типу, має середню вологість 98 %, а в мулозгущувачах радіального типу - 97,3 %. Навіть нетривале ущільнення надлишкового активного мулу викликає досить значне зменшення його об'єму. Якщо об'єм осаду вологістю W_1 і масою сухої речовини $O_{сух}$ складає O_1, а об'єм того самого осаду во-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.1

Кількість і вологість осадів міських очисних споруд [1]

Вид осаду	Вміст сухої речовини		Вологість, %	Кількість осадів, л/добу на одного жителя
	г/добу на одного жителя	%		
А. Первинні відстійники й камери бродіння				
1. Свіжий осад із збірного колодязя	45	2,5	97,5	1,8
2. Свіжий осад із збірного колодязя, ущільнений	45	5,0	95,0	0,90
3. Осад зброджений, ущільнений	30	10,0	90,0	0,30
4. Осад зброджений, зневоднений	30	30,0	70,0	0,10
Б. Біофільтри й камери бродіння				
5. Свіжий осад із вторинних відстійників	35	4,0	96,0	0,63
6. Свіжий осад із вторинних відстійників, змішаний з осадом із первинних відстійників, згущений	70	4,7	96,0	0,63
7. Зброджена суміш осадів, волога	45	3,0	97,0	1,50
8. Зброджена суміш осадів, зневоднена	45	28,0	72,0	0,16
В. Активний мул і камери бродіння чи аеробної стабілізації осаду				
9. Свіжий надлишковий мул під час відкачування	35	0,7	99,3	5,00
10. Надлишковий мул, змішаний з осадом із первинних відстійників, згущений	80	4,0	96,0	2,00
11. Осад зброджений, вологий	50	2,5	97,5	2,00
12. Осад зброджений, зневоднений	50	22,0	78,0	0,23
13. Осад аеробно стабілізований, згущений	50	2,5	97,5	2,00
14. Осад аеробно стабілізований, згущений, зневоднений	50	20,0	80,0	0,25

Національний університет
водного господарства
та природокористування

логістю W_2 із такою ж масою сухої речовини $O_{сух}$ складає O_2, то на основі рівняння (6.28) можна написати

Національний університет водного господарства та природокористування

$O_1 = \frac{100 O_{сух}}{100 - W_1}$ і $O_2 = \frac{100 O_{сух}}{100 - W_2}$, звідки отримаємо

$$\frac{O_1}{O_2} = \frac{100 - W_2}{100 - W_1}. \qquad (14.1)$$

Таким чином, при зменшенні вологості об'єм осаду зменшується обернено пропорційно вмісту в ньому сухої речовини.

Зброджені осади відрізняються однорідністю структурою і являють собою суспензії чорного або темно-сірого кольору. Вологість осаду, який вивантажується з метантенків, залежить від співвідношення між сирим осадом і надлишковим активним мулом за сухою речовиною та ступеня розпаду їх беззольної речовини. При зброджуванні суміші осаду первинних відстійників і ущільненого надлишкового активного мулу, середня вологість якої складає 96,2 %, середня вологість суміші, яка вивантажується з метантенків, може прийматися рівною 97 %, із двоярусних відстійників - 90 %, а з освітлювачів-перегнивачів - 93-95 %. Вологість осаду, який вивантажується з аеробних стабілізаторів після 1,5-5-годинного ущільнення, складає 96,5-98,5 %.

Вологість осадів визначає їх консистенцію та здатність текти. Осади міських стічних вод (сирі й зброджені) при вологості більше 90 % являють собою рідку текучу масу. При вологості 86-90 % вони мають консистенцію сметани, при вологості 82-86 % - схожі на рідкий бруд, а при ще нижчій вологості - мають вигляд злегка вологої землі. Активний мул вже при вологості 88-91 % має консистенцію сметани, а при вологості 85-87% і нижче має вигляд вологої землі.

Хімічний і гранулометричний склад осадів. Більшу частину сухої речовини сирого осаду первинних відстійників (в середньому 60-75%) і надлишкового активного мулу (в середньому 70-75%) складає органічна речовина. Вона представлена білками, жирами та вуглеводами, які у сумі складають 80-85 %, а також гумусоподібними, які складають відповідно 15-20 %. Кількісне співвідношення між окремими компонентами в осадах різне. Якщо в органічній речовині осаду переважають жироподібні речовини й вуглеводи, то в активному мулі значну частину органічної речовини складають білки (табл. 14.2).

Осади стічних вод вміщують цінні поживні речовини (азот, фосфор, калій, макро- і мікроелементи) і можуть бути використані в якості добрив. У всіх видах осадів міських стічних вод містяться іони важких металів (свинець, кобальт, кадмій, ртуть тощо). Хімічний склад мінеральної частини осадів наведений у табл. 14.3.

Хімічний склад осадів має суттєвий вплив на їх властивості і в кінцевому рахунку визначає можливі методи їх обробки. Сполуки заліза, алюмінію,

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.2

Хімічний склад осаду первинних відстійників і активного мулу, % [2]

Вид осаду	Беззольна речовина			Суха речовина		
	Білки	Жири	Вуглеводи	N	P	K
Осад первинних відстійників	28-32	25-30	14-18	5-6	3-4	0,2-0,6
Активний мул	40-44	18-23	4-7	8-10	8-9	0,3-0,4

Таблиця 14.3

Хімічний склад мінеральної частини осадів [3]

Вміст, %	Тип осаду		
	Осад первинних відстійників	Активний мул	Зброджена суміш осаду з первинних відстійників і активного мулу
SiO_2	21,4-55,9	17,6-33,8	27,3-35,7
Al_2O_3	0,3-18,9	7,3-26,9	8,7-9,3
Fe_2O_3	3,0-13,9	7,2-18,7	11,4-13,6
CaO	11,8-35,9	8,9-16,7	12,5-15,6
MgO	2,1-4,3	1,4-11,4	1,5-3,6
K_2O	0,7-3,4	0,8-3,9	1,8-2,8
Na_2O	0,8-4,2	1,9-8,3	2,6-4,7
SO_3	1,8-7,5	1,5-6,8	3,0-7,2
ZnO	0,1-0,6	0,2-0,3	0,1-0,3
CuO	0,1-0,8	0,1-0,2	0,2-0,3
NiO	0,2-2,9	0,2-3,4	0,2-1,0
Cr_2O_3	0,8-3,1	0-2,4	1,3-1,9

Національний університет
водного господарства
та природокористування

хрому, міді, а також кислоти й луги сприяють інтенсифікації процесів ущільнення та зневоднення осадів, зменшують витрату хімічних реагентів на їх коагуляцію перед зневодненням. Масла, жири й азотисті сполуки посилюють газовиділення при зброджуванні осадів, але, оточуючи частинки осаду, вони порушують процеси його ущільнення та коагуляції. Іони важких металів, барвники та поверхнево-активні речовини зменшують газовиділення, погіршують процеси аеробної стабілізації й особливо анаеробного зброджування осадів, зменшують цінність осаду як добрива.

Водовіддача осадів багато в чому залежить від розмірів частинок їх твердої фази. Із зменшенням розмірів частинок осад гірше віддає вологу і навпаки. Осад первинних відстійників має неоднорідний фракційний склад: частинки крупністю більше 7-10 мм складають 5-20 %, крупністю 1-7 мм - 9-33 %, а крупністю менше 1 мм - 50-88 % маси сухої речовини. В активному мулі кількість частинок розміром менше 1 мм досягає 98 %, розміром 1-3 мм - 1,6 %, більше 3 мм - 0,4 % маси сухої речовини. У порівнянні із сирим, осад,

Національний університет
зброджений в метантенках, стає більш однорідним, розміри його частинок при цьому зменшуються (частинки розміром менше 1 мм складають 85 %). Дисперсійний склад твердої фази осадів однієї з Московських станцій аерації наведений на рис. 14.1.

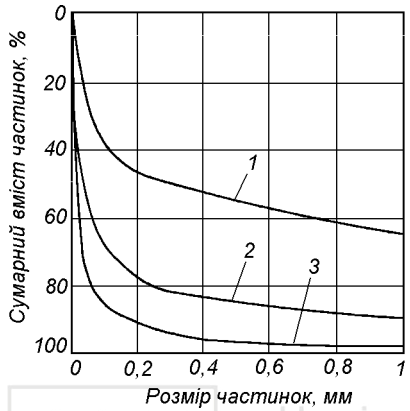


Рис. 14.1. Залежність сумарного вмісту частинок від їх розміру [3]: 1 - для сирого осаду первинних відстійників; 2 - для зброджeної суміші сирого осаду й активного мулу; 3 - для ущільненого активного мулу

Національний університет

Здатність осадів віддавати воду характеризується питомим опором фільтрації. **Питомий опір осаду фільтрації** - це опір одиниці маси твердої фази осаду, що відкладається на одиниці площі фільтра при фільтруванні під постійним тиском осаду, в'язкість рідкої фази якого дорівнює одиниці. Питомий опір осадів фільтрації виражається в см/г і визначається на спеціальних лабораторних установках [4].

Питомий опір залежить від числа, діаметра, довжини капілярів і їх взаємного розташування, дисперсності, хімічного складу, динамічної в'язкості, співвідношення вільної й зв'язаної води в осаді та інших чинників. Він визначає необхідність і ступінь обробки осадів перед їх механічним зневодненням, метод обробки осадів і розрахункові параметри відповідних пристроїв та споруд.

Питомий опір осадів фільтрації визначається за формулою

$$r = \frac{2pF^2}{\eta C`} b, см/г, \qquad (14.2)$$

де p - тиск (вакуум), при якому відбувається фільтрування; F - площа поверхні фільтрування; η - в'язкість фільтрату; $C`$ - маса твердої фази осаду, який відкладається на фільтрі при отриманні одиниці об'єму фільтрату; $b = \tau / V^2$ - параметр, який визначається дослідним шляхом (τ - тривалість фільтрування; V - об'єм виділеного фільтрату).

Сирий осад і неущільнений активний мул мають питомий опір фільтрації в середньому (50-1000).10^{10} см/г. Ущільнений активний мул, анаеробно зброджений й аеробно стабілізований осади мають значно більший питомий опір фільтрації - (400-10000).10^{10} см/г, тобто, не дивлячись на мінералізацію органічної речовини, зброджування осадів погіршує їх водовіддачу. За зростанням питомого опору фільтрації осади можна розташувати наступним чином: сирий осад; надлишковий активний мул; ущільнений надлишковий активний мул; аеробно стабілізований осад; осад зброджений у мезофільних умовах; осад зброджений у термофільних умовах (табл. 14.4).

Таблиця 14.4

Значення питомих опорів фільтрації осадів стічних вод

Тип осаду	Вологість, %	Питомий опір фільтрації $x10^{-10}$, см/г
Осад первинних відстійників для освітлення міських стічних вод, у складі яких переважають стічні води:		
машинобудівних і металургійних заводів	91-95	50-300
заводів синтетичного каучуку	92-95	200-400
текстильних підприємств	95-97	300-700
різноманітних промислових підприємств	93-96	300-1000
Ущільнений активний мул	96,3-98	400-8000
Зброджений в метантенках осад первинних відстійників	92,5-96	400-2000
Зброджена суміш осаду первинних відстійників і ущільненого активного мулу в умовах:		
мезофільних	96-98	800-6800
термофільних	96-98	4000-10000
Аеробно стабілізована суміш осаду первинних відстійників і активного мулу:		
ущільненого	95,5-97	2400-4000
неущільненого з наступним ущільненням на протязі 1,5-3 год	95-96	100-500

Форми зв'язку вологи з частинками твердої фази. Волога може знаходитися в хімічному, фізико-хімічному та фізико-механічному зв'язку з твердими частинками осаду, а також існувати в формі вільної води. Хімічно зв'язана вода (гігроскопічна волога) входить до складу речовини й не виділяється навіть при термічному сушінні осаду; фізико-хімічним зв'язком утримується адсорбційна й осмотична волога, а фізико-механічним - капілярна вода, вода змочування й структурна волога. Чим більше зв'язаної вологи в осаді, тим більше енергії необхідно витратити для її видалення. В середньому

в осаді вільна волога складає 60-65 %, фізико-хімічно і фізико-механічно зв'язана - 22-30 %, хімічно зв'язана - 4-10 % (рис. 14.2).

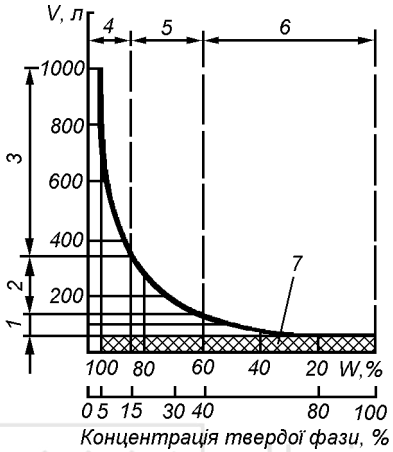


Рис. 14.2. Залежність об'єму, концентрації та вологості осадів від методів їх обробки:
1, 6 - зона видалення вологи ущільненням; 2, 5 - зона видалення вологи механічним зневодненням; 3, 6 - зона видалення вологи термічним сушінням; 7 - тверда фаза

Вільна вода не зв'язана з твердими частинками й значна її частина легко видаляється при зневодненні осаду будь-якими методами. Фізико-механічно зв'язана волога знаходиться в середині макро- та мікрокапілярів. Фізико-механічний зв'язок вологи з твердою фазою відносно легко порушується внаслідок випаровування, під вакуумом чи під тиском більшим від капілярного. Частина цієї вологи може видалятися з осаду при гравітаційному ущільненні, сушінням на мулових майданчиках, вакуум-фільтруванням, центрифугуванням або фільтр-пресуванням.

Фізико-хімічно зв'язана волога обволікає тверді частинки тривкою гідратною оболонкою, яка не дозволяє частинкам з'єднуватися у великі агрегати. Для збільшення водовіддачі необхідно змінити структуру твердої фази осадів, що досягається їх коагуляцією хімічними реагентами, введенням присадочних матеріалів, заморожуванням із наступним таненням, а також термічною обробкою. Здійснення цих операцій призводить до кількісного перерозподілу форм зв'язку вологи в напрямку збільшення вмісту вільної води через зменшення загальної кількості зв'язаної води. Окремі тверді частинки звільняються від гідратної оболонки й з'єднуються разом, утворюючі пластівці. Вивільнена частина зв'язаної вологи може бути видалена механічними засобами зневоднення осаду разом із вільною вологою. Досить повне вилучення всієї фізико-хімічно зв'язаної вологи з осаду досягається лише сушінням при підвищених температурах.

На відміну від інших типів осаду, активний мул змінює свої властивості при ущільненні. Вологість активного мулу не вдається знизити гравітаційним ущільненням нижче 96,5-97 % оскільки він має високу структуроутворюючу спроможність і його ущільнення призводить до іммобілізації великої кількості води, не зв'язаної раніше. Крім цього, тривалість гравітаційного ущільнення активного мулу обмежена часом, на протязі якого він не загниває.

Теплофізичні характеристики осадів визначають, головним чином, для розрахунку процесів їх термічної обробки (дегельмінтизації, термічного сушіння чи спалювання) (табл. 14.5).

Теплота згоряння сухої речовини осаду в середньому складає 16,7-18,4 МДж/кг, а вища теплота згоряння горючої маси - 24,3-36,4 МДж/кг. При збільшенні вологості й зольності осадів зростає їх питома теплоємність, зменшується теплота згоряння та вихід летючих речовин.

Таблиця 14.5

Теплофізичні характеристики осадів

Вид осаду	Температуропровідність, 10^8 м^2/с	Теплопровідність, Вт/(м.К)	Питома теплоємність, 10^3 Дж/(кг.К)
Сирий осад відстійників, активний мул	-	0,4-0,6	3,5-4,7
Механічно зневоднений осад:			
на вакуум-фільтрах	10,9-14,3	0,2-0,5	2,1-3
на центрифугах	8,5-12,1	0,1-0,3	2-2,4
Термічно висушений осад	14-21,6	0,1-0,3	1,7-2,2

Бактеріальна забрудненість осадів. В осадах, як і в стічних водах, містяться всі основні форми бактерій. Бактеріальна забрудненість осадів на порядок вища, ніж стічних вод. В 1 см^3 сирого осаду первинних відстійників вологістю 94,3 % міститься біля 42 млн. бактерій, а в 1 г сухої речовини - від 740 тис. до 1 млн. Якщо прийняти середній діаметр бактеріальної клітки рівним 0,001 мм, то сумарний об'єм 42 млн. бактерій, що містяться в 1 см^3 осаду, складе біля 0,4 см^3, а їх маса - приблизно 400 мг. При вмісті води в бактеріях, рівному 80-85 %, маса їх сухої речовина складає 60-80 мг/см^3 осаду [5].

В 1 кг сирих і зброджених у мезофільних умовах осадах міських стічних вод, а також у надлишковому активному мулі, міститься декілька сотень яєць гельмінтів; в механічно зневоднених осадах число яєць гельмінтів досягає декількох тисяч на 1 кг осаду. Основну масу складають яйця аскарид, зустрічаються й інші види гельмінтів (власоглав, широкий лентець, солітер й ін.). Віруси виділяються в 29,1 % проб сирих осадів первинних відстійників, у 17,5 % проб надлишкового активного мулу й у 12,6 % проб зброджених осадів стічних вод [6].

Національний університет
та природокористування

14.2. Вибір технологічної схеми обробки осадів

Основне завдання обробки осадів стічних вод полягає в отриманні кінцевого продукту, властивості якого забезпечують можливість його утилізації або зводять до мінімуму збитки довкіллю.

Як вказувалося раніше у розділі 3, на очисних спорудах застосовують наступні процеси обробки осадів стічних вод: ущільнення (згущення), стабілізацію, кондиціонування, зневоднення, сушіння, термічну обробку, утилізацію цінних продуктів або ліквідацію осадів (рис. 14.3).

Ущільнення й зневоднення забезпечують зменшення вологості, об'єму та маси осадів і є, як правило, невід'ємною частиною будь-якої технологічної схеми їх обробки. При ущільненні видаляється в середньому до 60 %, а при механічному зневодненні - до 25 % загальної кількості вологи, що міститься у вихідному осаді (див. рис. 14.2). Термічне сушіння й спалювання забезпечують видалення з осаду ще до 15 % вологи. Маса осаду в процесі ущільнення зменшується в середньому в 2,5, при зневодненні - в 12,5, при сушінні - в 60, а при спалюванні - в 150 разів. При цьому витрати на видалення одиниці об'єму вологи при ущільненні приблизно в 10 разів нижчі, ніж при механічному зневодненні (з урахуванням витрат на кондиціонування) і в 15-20 разів нижчі, ніж при термічному сушінні.

Вибір раціональної технологічної схеми обробки осадів є складною інженерно-економічною та екологічною задачею, правильне вирішення якої вимагає обов'язкового врахування продуктивності очисної станції, місцевих умов (кліматичних, гідрогеологічних, містобудівельних, агротехнічних, забезпеченості реагентами, паливом, технологічним транспортом тощо), виконання попередніх експериментальних досліджень здатності осадів до водовіддачі, їх фізико-хімічних, теплофізичних і агрономічних характеристик. Але в будь-якому випадку технологічна схема грунтується на комбінації різноманітних методів обробки осадів.

На місцевих і малих очисних станціях застосовують анаеробну або аеробну стабілізацію з наступним вивезенням осадів на звалище автоцистернами, або сушінням на мулових майданчиках і подальшим використанням на добриво.

При очистці стічних вод у септиках (витрати до 25-50 $м^3$/добу) там само відбувається і анаеробне зброджування утворюваного осаду. При витратах від 50 до 1400 $м^3$/добу стічні води освітлюють у двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнивачах, в яких одночасно здійснюється анаеробне зброджування затримуваного осаду, надлишкового активного мулу чи надлишкової біоплівки.

Аеробну стабілізацію осаду застосовують при здійсненні біологічної очистки стічних вод в аеротенках. На очисних станціях продуктивністю до

700 м^3/добу аеробну стабілізацію осаду здійснюють безпосередньо в аеротенках продовженої аерації чи в окремо виділених аеробних стабілізаторах.

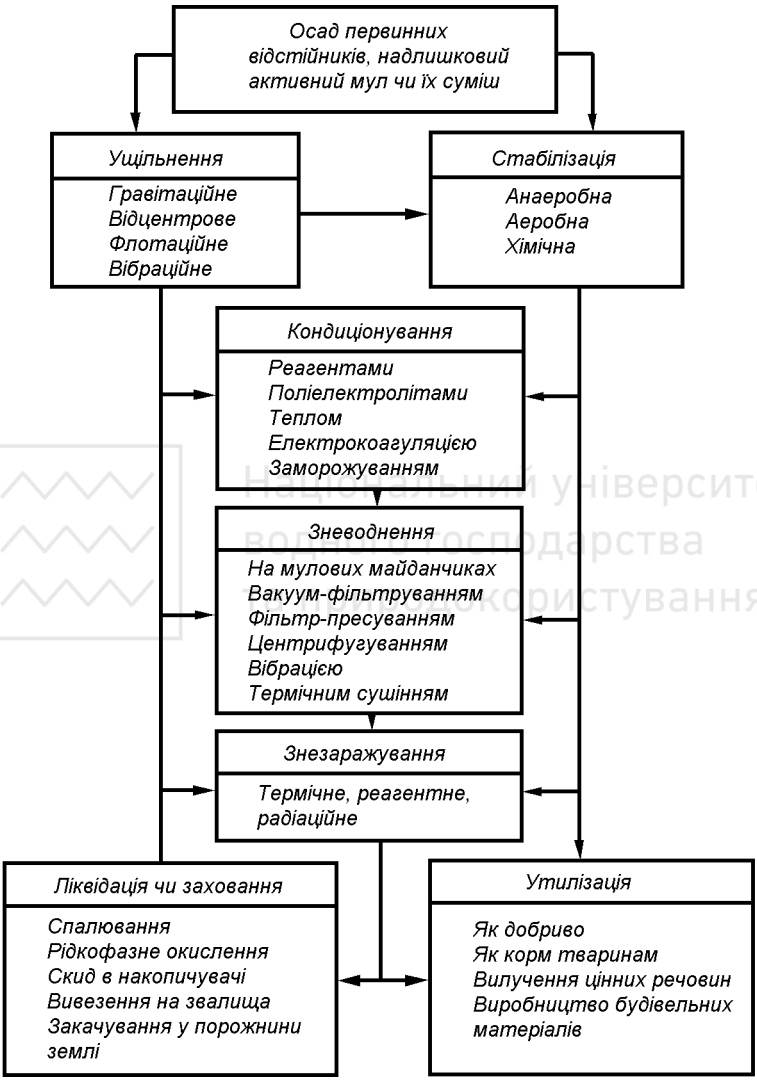


Рис. 14.3. Методи обробки осадів

Для селищних очисних станцій продуктивністю від 1400 до 10000 м^3/добу застосовують як анаеробну, так і аеробну стабілізацію осадів. При цьому анаеробну стабілізацію здійснюють у двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнивачах, а аеробну - в аеротенках продовженої аерації, аеробних окислювачах радіального типу, циркуляційних окислювальних каналах чи в окремо виділених аеробних стабілізаторах. Зневоднення осаду при цьому може здійснюватися на мулових майданчиках чи шляхом механічного зневоднення на центрифугах без попереднього кондиціонування осаду.

Для міських і районних очисних станцій можуть застосовуватися послідовно всі методи обробки осадів: попереднє ущільнення; аеробна стабілізація в стабілізаторах при продуктивності станції 64-100 тис. м^3/добу чи анаеробна стабілізація в метантенках при продуктивності станції понад 64-100 тис. м^3/добу; механічне зневоднення з попереднім кондиціонуванням осадів на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах або центрифугах; зневоднення на мулових майданчиках (якщо це можливо); термічна обробка шляхом сушіння і спалювання.

Порівняння економічної ефективності різних варіантів обробки осадів показує, що найбільш доцільним є зневоднення на центрифугах чи вакуум-фільтрах сирих незброджених осадів із наступним їх термічним сушінням (рис. 14.4). При обробці сирих осадів скорочується тривалість процесів, зменшується витрата реагентів для їх кондиціонування (в окремих випадках від них можна взагалі відмовитись), не потрібно здійснювати промивання осадів і їх вторинне ущільнення, значно спрощуються самі технологічні схеми обробки осадів.

За експлуатаційними витратами найбільш економічним методом зневоднення сирих осадів є їх центрифугування. Однак при продуктивності очисних станцій більше 40-50 тис. м^3/добу різко зростають капітальні та питомі витрати через необхідність застосування великої кількості центрифуг. Використання на таких станціях крупногабаритних центрифуг із високою продуктивністю дозволяє розширити область застосування методу центрифугування сирих осадів стічних вод.

Як слідує з рис. 14.4, питомі витрати на обробку осадів особливо високі для станцій аерації невеликої продуктивності. Тому при їх проектуванні необхідно розглядати можливі варіанти сумісної обробки осадів, які утворюються на очисних станціях, розміщених близько одна від одної, чи влаштовувати пересувні комплекси для зневоднення осаду, наприклад, на базі центрифуг, що встановлюються на мобільний транспорт.

Слід відмітити, що дані по техніко-економічним показникам різних схем обробки осадів слід розглядати як орієнтовні, оскільки методи очистки стічних вод і обробки осадів постійно вдосконалюються, модернізується існуюче і впроваджується нове обладнання, з'являються нові реагенти, зміню-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

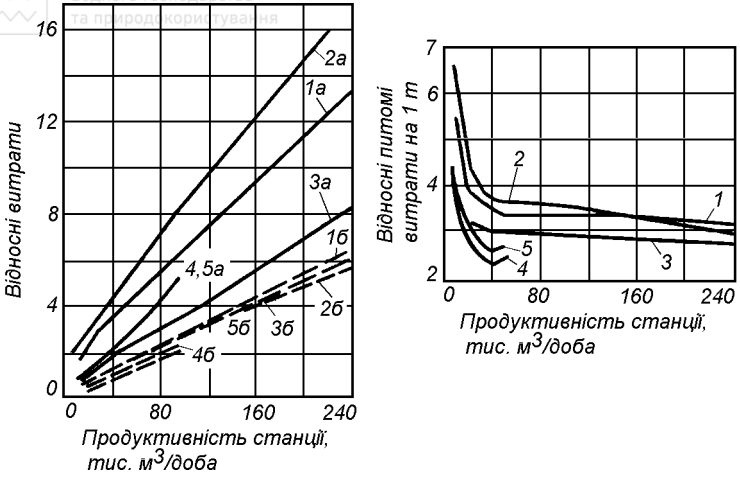


Рис. 14.4. Порівняння відносної економічної ефективності варіантів обробки осадів [3]:

1 - термофільне зброджування суміші з підсушуванням на мулових майданчиках на природній основі; 2 - мезофільне зброджування суміші з вакуум-фільтрацією й термообробкою; 3 - зневоднення сирої суміші на вакум-фільтрах із термообробкою; 4 - центрифугування суміші осаду із стабілізованим активним мулом і фугатом; 5 - роздільне центрифугування осаду й активного мулу з термообробкою; а - капітальні витрати; б - експлуатаційні витрати

ється структура капітальних і експлуатаційних витрат, співвідношення між окремими статтями витрат (зокрема суттєво зростає вартість теплової та електричної енергії при незначному зростанні рівня заробітної плати).

14.3. Ущільнення осадів

Ущільнення - найбільш простий та дешевий метод зниження вологості й об'єму осадів, які підлягають подальшій обробці. Звичайно ущільнюється надлишковий активний мул, в окремих випадках - суміш активного мулу й сирого осаду, досить рідко - сирий осад. Ущільнюватись можуть також анаеробно зброджені й аеробно стабілізовані осади. У наш час використовують гравітаційні, флотаційні та сепараційні методи ущільнення осадів.

14.3.1. Гравітаційне ущільнення осадів

Зменшення вологості й об'єму осадів гравітаційним методом досягається їх тривалим відстоюванням у спорудах типу звичайних вертикальних

Національний університет
та природокористування

чи радіальних відстійників, які у цьому випадку називаються **мулозгущувачами**.

Гравітаційне ущільнення надлишкового активного мулу відбувається за закономірностями стисненого осадження, які були розглянуті раніше в розділі 11. У процесі ущільнення активного мулу видаляється лише вільна волога. Ущільнення активного мулу призводить до різкого зростання його питомого опору фільтрації та до збільшення кількості зв'язаної вологи (рис. 14.5 і 14.6). Іммобілізація вільної вологи активним мулом не дозволяє суттєво зменшити його вологість під час гравітаційного ущільнення (рис. 14.7).

Ефективність гравітаційного ущільнення надлишкового активного мулу перед усім залежить від значення його мулового індексу, який визначає питому вагу, структуру й розміри пластівців мулу (рис. 14.8). Важкі компактні пластівці осідають швидше, а тому швидше передають частину своєї ваги на нижні шари осаду при його стисненні. Мулова суміш із аеротенків ущільнюється швидше, ніж активний мул із вторинних відстійників. Активний мул із аеротенків на неповну біологічну очистку ущільнюється швидше і краще, ніж із аеротенків на повну біологічну очистку.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

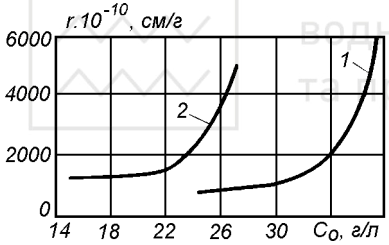


Рис. 14.5. Зростання питомого опору фільтрації *r* активного мулу при його ущільненні в радіальних (1) і у вертикальних (2) мулозгущувачах

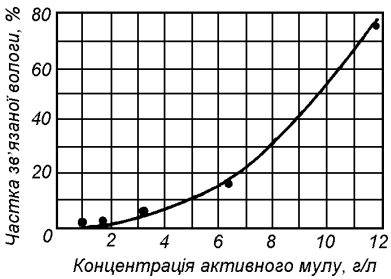


Рис. 14.6. Залежність частки зв'язаної вологи від концентрації активного мулу

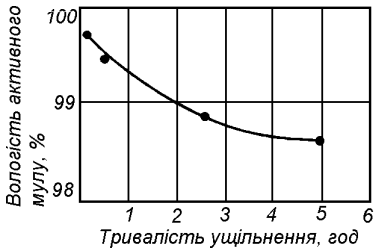


Рис. 14.7. Кінетика гравітаційного ущільнення активного мулу

Національний університет
водного господарства
та природокористування

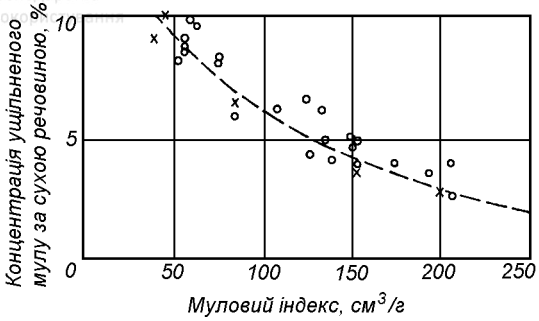


Рис. 14.8. Ущільнення надлишкового активного мулу при різних значеннях мулового індексу [10]

Встановлено, що ступінь ущільнення мулу залежить від тривалості його перебування в зоні ущільнення та величини тиску в цій зоні. Тривалість перебування мулу в зоні ущільнення визначається навантаженням за сухою речовиною на одиницю поверхні мулозгущувача - **питомим поверхневим навантаженням**, яке вимірюють у кг сухої речовини на 1 м^2 поверхні дзеркала води за добу. Питоме поверхневе навантаження для гравітаційних мулозгущувачів приймають в межах 20-30 кг/(м^2.добу). Так як механічний тиск твердої фази зростає із збільшенням висоти шару осаду, то він є другим визначальним параметром при розрахунку мулозгущувачів. У зв'язку з можливістю швидкого загнивання мулу ці два параметри обмежують, виходячи з властивостей і температури осаду.

На процес ущільнення надлишкового активного мулу негативно впливають ті самі чинники, які призводять до погіршання роботи вторинних відстійників, а саме: виділення газів у результаті загнивання мулу, внаслідок денітрифікації чи зміни температури осаду.

Вертикальні мулозгущувачі влаштовуються на базі звичайних первинних вертикальних відстійників із центральною трубою. Подачу мулу та відведення ущільненого мулу здійснюють безперервно, хоча інколи, при задовільному станові мулу, можливий його періодичний випуск (2-3 рази за добу). Для покращання самовільного сповзання ущільненого мулу з стінок конічної частини до дна приямку кут похилу стінок доцільно збільшувати до 70 %.

Для вертикальних мулозгущувачів розрахункова тривалість ущільнення надлишкового активного мулу, який відводиться з вторинних відстійників, складає 10-12 год, із зони освітлення аеротенків-відстійників - 16 год, а з аеротенків на неповну біологічну очистку стічних вод - 3 год [7,8]. Воло-

Національний університет
гість ущільненого активного мулу складає при цьому 98 %. Якщо вертикальна швидкість руху рідини в зоні ущільнення не перевищує 0,1 мм/с, то вміст мулу у муловій воді, яка направляється в аеротенки, складає в середньому 100 мг/л.

За висотою у вертикальних мулозгущувачах виділяють наступні зони (зверху-вниз): зону освітленої мулової води (висота 0,4-0,6 м); зону освітлення (висота близько 0,5 м); зону ущільнення; нейтральний шар (висота 0,3-0,5 м); зону накопичення ущільненого осаду. Висоту зони ущільнення можна визначити, виходячи з швидкості руху в ній рідини й тривалості ущільнення: при швидкості 0,1 мм/с і тривалості ущільнення 10-12 год вона складе 3,6-4,32 м. У закордонній практиці висоту зони ущільнення приймають в межах 1-2 м і збільшують до 2-5 м у випадку, коли мул погано ущільнюється. Для вертикальних мулозгущувачів відстань між центральною трубою і відбивальним конусом приймають рівною 0,5 м.

Радіальні мулозгущувачі мають певні переваги перед вертикальними, які дозволяють ущільнювати осад до вологості 97,3 %. При обертанні ферми із швидкістю біля 0,03 м/с скребки й стійки перемішують та ущільнюють суміш, запобігаючи тим самим заляганню й загниванню мулу, сприяють виділенню газів бродіння, дають можливість пухирцям повітря й муловій воді вийти з нижніх шарів на поверхню, унеможливлюють зависання мулових частинок і згрібають ущільнений мул до центрального приямка (похил дна 0,01), через який він видаляється із споруди.

Розрахункова тривалість ущільнення в радіальних мулозгущувачах складає: 5-8 год - для мулової суміші з аеротенків; 9-11 год - для активного мулу із вторинних відстійників; 12-15 год - для активного мулу із зони освітлення аеротенків-відстійників.

Питоме поверхневе навантаження для радіальних мулозгущувачів приймають таким само, як і для вертикальних - 20-30 кг/($м^2$.добу). Розрахунок радіальних мулозгущувачів рекомендується здійснювати за гідравлічним навантаженням на поверхню дзеркала води мулозгущувача та тривалістю ущільнення мулу: при концентрації ущільнюваного мулу 2-3 г/л гідравлічне навантаження на поверхню приймається рівним 0,5 $м^3$/($м^2$.год), а тривалість ущільнення - 5-8 год; при концентрації ущільнюваного мулу 5-8 г/л гідравлічне навантаження на поверхню приймається рівним 0,3 $м^3$/($м^2$.год), а тривалість ущільнення - 10 год [9].

При проектуванні радіальних мулозгущувачів приймають: висоту зони освітленої мулової води - 0,4-0,6 м; висоту нейтрального шару - 0,3-0,5 м; висоту зони ущільненого осаду та розміщення скребків - 0,3 м (при застосуванні мулососів її збільшують до 0,7 м. Висоту зони ущільнення визначають за гідравлічним навантаженням на поверхню та тривалістю ущільнення.

При застосуванні мулососів для видалення ущільненого осаду ферма радіального мулозгущувача обертається із швидкістю 1-2 год$^{-1}$. При цьому дно споруди влаштовується з похилом 0,003 до периферії. Ущільнений мул випускається безперервно під гідростатичним тиском 0,5-1 м через водозлив з порогом перемінної висоти.

Мінімальне число мулозгущувачів на очисній станції - 2. Їх доцільно розміщувати у висотному плані таким чином, щоб мулова вода надходила в аеротенки самопливом.

Роботу мулозгущувачів можна інтенсифікувати як шляхом покращання властивостей ущільнюваного осаду (хімічною коагуляцією чи термічною обробкою), так і обладнанням самих мулозгущувачів стрижневими мішалками.

Для коагуляції мулу перед ущільненням може застосовуватись фільтрат чи частина реагентів, які застосовуються для кондиціонування осаду перед механічним зневодненням на вакуум-фільтрах чи фільтр-пресах.

Попередня термічна обробка призводить до руйнування гідратної оболонки, яка обволікає тверді частинки осаду, внаслідок чого процес його ущільнення значно інтенсифікується. Після витримування мулу при температурі 70-90 °С на протязі 30 хв він ущільнюється в **термогравітаційному мулозгущувачі** до вологості 96,7 % на протязі 30-60 хв. За конструкцією термогравітаційний мулозгущувач подібний до звичайного вертикального мулозгущувача, посередині якого розміщена камера для підігрівання осаду парою [5]. Для запобігання втратам тепла мулозгущувачі влаштовують закритими та ізольованими. Серед переваг споруди слід відмітити, що одночасно з ущільненням в ній відбувається і стерилізація мулу. Однак внаслідок великої вартості процесу термогравітаційні мулозгущувачі знайшли застосування лише у технологіях утилізації мулу, як кормової добавки.

На рисунку 14.9 зображений **мулозгущувач із мішалками** з вертикальних стержнів діаметром 10-12 мм, які закріплюються до ферми на відстані 30 см один від одного на глибину зони ущільнення. При обертанні ферми із швидкістю 2-4 год$^{-1}$ в осаді за стержнями утворюються «канавки» (зони низького тиску), по яким із товщини осаду видаляються вода та гази. Це дозволяє знизити вологість ущільненого мулу до 93,6 % при тривалості ущільнення 6 год і питомому поверхневому навантаженні до 50 кг/(м^2.добу).

В країнах Заходу найбільшого поширення набуло сумісне ущільнення сирого осаду первинних відстійників із надлишковим активним мулом (надлишковий активний мул часто подається безпосередньо в первинні відстійники). Вважається, що при сумісному ущільненні об’єм ущільненого осаду не перевищує об’єм активного мулу, ущільненого окремо, Це відбувається тому, що тверді частинки осаду розміщуються у просторовій структурі пластівцевидних утворень активного мулу, витісняючи звідти частину вологи [10].

Національний університет
водного господарства
та природокористування

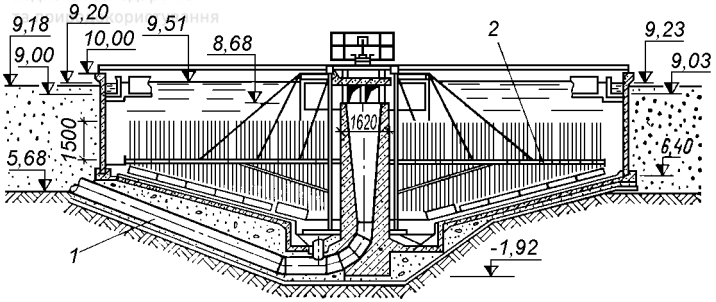


Рис. 14.9. Гравітаційний мулозгущувач із стержневою мішалкою:
1 - підвідний трубопровід; 2 - мулоскреб з вертикальною решіткою

Іноді ущільненню піддають і сирий осад первинних відстійників. При питомому поверхневому навантаженні 50-70 кг/(м^2.добу) вологість ущільненого осаду складає 93-95 %, а при навантаженні 80-120 кг/(м^2.добу) - 90 % [11].

Крім відмічених раніше, суттєвими недоліками гравітаційних мулозгущувачів є їх значні розміри та порівняно велика вологість ущільненого осаду.

14.3.1. Флотаційне ущільнення осадів

Вивільнення вологи із структурних порожнин активного мулу можна інтенсифікувати на рівні поверхневих явищ, наприклад, шляхом здійснення флотаційної обробки мулової суспензії: повітря, що вводиться у вигляді мілких пухирців, вступає в конкурентну взаємодію із зв'язаною вологою на поверхні частинок мулу, витісняючи і переводячи її у вільний стан. Застосування флотації дозволяє за 10-20 хв досягнути такого самого ступеня ущільнення мулу, як і після його гравітаційного ущільнення на протязі 2 год (рис. 14.10).

Вологість флотованого мулу й вміст завісі в муловій воді залежать від багатьох чинників, у тому числі від концентрації і якості ущільнюваного мулу, рециркуляційного відношення, тривалості обробки, відношення кількості повітря та сухої речовини мулу, тиску насичення робочої рідини повітрям, навантаження за сухою речовиною й гідравлічного навантаження на флотаційну камеру, типу флотаційної камери тощо.

Дослідженнями НДІ ВОДГЕО встановлена пряма залежність між концентрацією і якістю мулу та його здатністю до флотаційного ущільнення: із зменшенням значення безрозмірного критерію $a_i J_i$ продуктивність флотаційної камери зростає і навпаки (табл. 14.6).

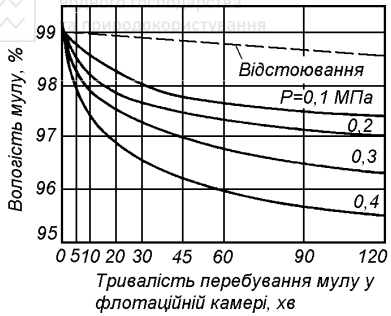


Рис. 14.10. Графік ущільнення мулу за часом при різному тиску насичення його повітрям у напірному баку [12]

Таблиця 14.6

Залежність гідравлічного навантаження на поверхню флотаційної камери від значення безрозмірного критерію $a_i J_i$

Безрозмірний критерій $a_i J_i$	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
Гідравлічне навантаження, $м^3/(м^2.год)$	12	10	9	8	7,5	6,7

Вітчизняні і закордонні дослідження процесу флотаційного ущільнення мулу показують, що збільшення тиску насичення повітрям, відношення кількості повітря до сухої речовини мулу та рециркуляційного відношення призводять, у більшості випадків, до збільшення концентрації флотованого мулу й зменшення вмісту завислих речовин у муловій воді.

Найкращі результати забезпечуються при напірній флотації мулу за схемою з рециркуляцією робочої рідини, дослідженою в Українському інституті інженерів водного господарства під керівництвом проф. А.І.Мацнєва [12]. У запропонованому флотаційному мулозгущувачі (рис. 14.11) насичення робочої рідини повітрям здійснюється за схемою, аналогічною до зображеної на рисунках 6.23 і 11.15. Як робоча рідина може використовуватись очищена стічна вода після вторинних відстійників чи мулова вода, що виходить із флотаційної камери. Насичення робочої рідини повітрям здійснюється в напірному баку на протязі 2-3 хв під тиском 0,2-0,4 МПа. Відношення витрати робочої рідини до витрати ущільнюваного мулу складає (2-3):1 і визначається в залежності від тиску й тривалості насичення в напірному баку таким чином, щоб питома витрата повітря, яке виділяється в флотаційній камері, складала 10-12 л на 1 кг сухої речовини активного мулу.

У відповідності до наведеної схеми, надлишковий мул подається у верхню частину камери, а робоча рідина - в нижню. Мул і робоча рідина рівномірно розподіляються по площі камери за допомогою радіальних розподільних труб із отворами діаметром 5-10 мм, які в мулових трубах влаштовуються згори, а в трубах робочої рідини - збоку (швидкість виходу рідини з

отворів повинна складати відповідно 0,7-1 і 1,8-2,3 м/с). Мулова вода видаляється з нижньої частини флотаційної камери. Шлам, який накопичується на поверхні, періодично (через 3-4 год, після досягнення вологості 94,5-95 %) скидається у шламовідвідний лоток за допомогою спірального скребка.

Висота робочої зони флотаційної камери (між розподільними трубами мулу та робочої рідини) приймається рівною 2-3 м, а її об'єм визначається за тривалістю перебування в ній суміші мулу та робочої рідини (приймається в межах 40-60 хв). Висоту шару шламу звичайно приймають рівною 0,3-0,7 м; таку саму висоту повинна мати й захисна зона між шламом і розподільними трубами мулу. Об'єм зони мулової води (між розподільними трубами робочої рідини та отворами для випуску мулової води) повинен складати 20-40 % об'єму робочої зони, але її висота не повинна бути менше 1 м. Фактична концентрація завислих речовин у муловій воді складає 80-100 мг/л.

Крім надлишкового активного мулу флотаційному ущільненню мо-

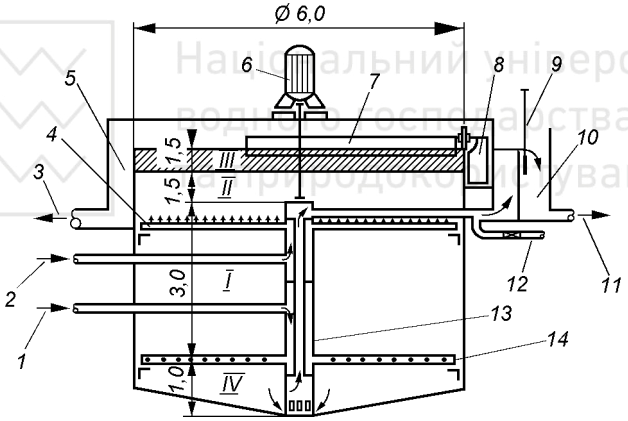


Рис. 14.11. Флотаційний мулозгущувач продуктивністю 100 м^3/год (за сумарною витратою мулу і робочої рідини):
I - зона флотації; II - зона ущільнюваного шламу; III - зона ущільненого шламу; IV - зона підмулової води; 1 - подача робочої рідини; 2 - подача мулу на ущільнення; 3 - видалення шламу; 4 - радіальні дірчасті труби для розподілу мулу; 5 - кільцевий жолоб для видалення шламу; 6 - мотор-редуктор; 7 - скребок-спіраль Архімеда; 8 - скребок у середині жолоба; 9 - регулятор рівня при випуску підмулової води та робочої рідини; 10 - приймальна камера; 11 - випуск підмулової води та робочої рідини; 12 - скидний трубопровід; 13 - центральна розподільна труба; 14 - радіальні дірчасті труби для розподілу робочої рідини

жуть піддаватись й інші види осадів чи їх суміші. У таблиці 14.7 наведені технологічні параметри процесу флотаційного ущільнення осадів, встановлені закордонними дослідниками. Попередня обробка осадів флокулянтами дозволяє зменшити вологість флотованого мулу з 95-96 % до 94-95 % і збільшити ефективність затримання сухої речовини до 95-99 %.

Таблиця 14.7

Технологічні параметри процесу флотаційного ущільнення осадів

Вид осаду	Навантаження на поверхню, кг/(м^2.год) м^3/(м^2.год)	Рециркуляційне відношення, %	Концентрація шламу, %	Ефективність затримання сухої речовини, %	Література
Активний мул	5-13/ < 5	50-150	3-4,5	> 90	[11]
Активний мул	9,8-14,7/ -	100-500	4-5	85-95	[13]
Осад	9,8-19,5/ -	-	5-8	85-95	
Осад	4,1-6,1/ -	-	7-12	-	[14]
Активний мул	1,6-3,1/ -	-	3-5	-	
Осад+активний мул	4,1-6,1/ -	-	5-10	-	
Осад+біоплівка	4,1-6,1/ -	-	5-10	-	

Головними перевагами флотаційних мулозгущувачів у порівнянні з гравітаційними є менша тривалість процесу ущільнення, їх менші розміри, нижча вологість ущільненого мулу й значно менший його об'єм, що дозволяє зменшити об'єми наступних споруд для обробки осадів. Проте флотаційні мулозгущувачі мають також і суттєві недоліки, а саме: великі витрати електроенергії флотаційними насосами, певна складність конструкції й експлуатації, необхідність розміщення флотаційних мулозгущувачів у будівлі для зручності експлуатації в зимовий час.

14.3.3. Відцентрове згущення осадів

Відцентрове згущення мулових суспензій здійснюється в компактних високопродуктивних сепараторах чи центрифугах. Швидкість розділення суспензій при цьому в 1000 разів більша, ніж при гравітаційному ущільненні.

Для згущення надлишкового активного мулу знайшли застосування **сепаратори** з тарілчастими вставками, схема одного з яких наведена на рис. 14.12. Після надходження в сепаратор і попадання в простір між тарілками, частинки мулу опиняються під дією двох складових відцентрової сили: сили, діючої перпендикулярно поверхні тарілки, що притискає до неї частинку, і сили, направленої вздовж тарілки, під дією якої частинка ковзає вниз по тарілці. Освітлений мул (фугат) рухається вгору в просторі між тарілками й видаляється через верхню кільцеву щілину. Згущений мул, який зісковзує з тарі-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

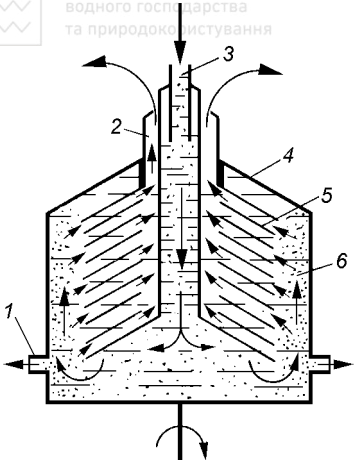


Рис. 14.12. Схема тарілчастого сепаратора:
1 - випуск згущеного мулу; 2 - випуск фугату; 3 - подача мулу; 4 - корпус; 5 - пакет тарілок; 6 - зона згущеного мулу

лок сепаратора, збирається в грязьовому просторі й безперервно вивантажується через сопла невеликого діаметра в стінці корпуса барабана.

Застосування тарілчастих сапараторів дозволяє згущувати мул до концентрації 40-60 г/л при ефективності затримання сухої речовини в середньому 97 % (табл. 14.8). Однак, навіть за умови попереднього проціджування мулу через сита чи барабанні сітки, експлуатація сепараторів сильно утруднюється внаслідок частого забивання сопел сепаратора.

Таблиця 14.8

Результати згущення мулу в сепараторах і центрифугах [3]

Марка	Продуктивність, $м^3$/год	Ротор			Концентрація мулу, кг/м3		Вміст зависі у фугаті, мг/л
		Розміри, мм		Частота обертання, $хв^{-1}$	початкова	кінцева	
		діаметр	довжина				
СДС-631К-04	25-30	630	-	5000	-	25-40	200-300
НВ-600	20-25	600	-	3000	4,8-7	50-60	200-400
ОГШ501К-10	10-16	500	1800	2650	5-6	60-70	-

Принцип роботи й конструкція центрифуг, які також можуть застосовуватись для згущування мулу, будуть розглянуті далі у розділі 14.6.2.3. Застосування центрифуг дозволяє отримати згущений мул із концентрацією 60-70 г/л при ефективності затримання сухої речовини 85-93 % (див. табл. 14.8). Згущення мулу на центрифугах, однак, не знайшло широкого застосування внаслідок утворення великої кількості фугату, який погано зневоднюється.

Національний університет
та природокористування

14.4. Стабілізація осадів

Стабілізація (мінералізація) здійснюється з метою запобігання загниванню осадів, зменшення маси їх сухої речовини за рахунок розпаду частини беззольної речовини, покращання, в окремих випадках, водовіддаючих властивостей.

Стабілізація осаду досягається:

1. Мінералізацією беззольної речовини осаду аеробним окисленням, анаеробним зброджуванням, біотермічним розпадом, тепловою обробкою чи рідкофазним окисленням;
2. Зміною активної реакції осаду до високих значень pH шляхом введення вапна чи інших лугів;
3. Введенням сильних окислювачів (хлору, гіпохлоритів натрію чи кальцію, марганцевокислого калію і ін.);
4. Висушуванням осаду.

4.4.1. Аеробна стабілізація осаду

Аеробна стабілізація полягає в тривалій аерації надлишкового активного мулу (ущільненого або неущільненого) чи суміші неущільненого надлишкового активного мулу й сирого осаду первинних відстійників, внаслідок чого вони втрачають здатність до загнивання. Можлива також аеробна стабілізація суміші ущільненого надлишкового активного мулу і сирого осаду, однак це викликає деякі труднощі у здійсненні процесу.

Немає принципової різниці між процесами стабілізації активного мулу чи його суміші з сирим осадом. У першому випадку, внаслідок вичерпування екзогенного субстрату, активний мул окислює частину власної протоплазми й протоплазму відмерлих бактеріальних клітин. В результаті цього маса органічної речовини мулу зменшується й вона втрачає здатність до загнивання - тобто стає стабільною. У другому випадку, на початку процесу органічна речовина осаду метаболізується активним мулом. Це призводить, з однієї сторони, до зменшення маси органічної речовини осаду, а з іншої сторони, - до збільшення маси власне активного мулу за рахунок його приросту. Після повного метаболізму органічної речовини осаду активним мулом починається стабілізація власне активного мулу за вищезгаданою схемою, внаслідок чого загальна тривалість процесу стабілізації зростає.

З біохімічної точки зору аеробна стабілізація - це виділена в самостійну завершальна стадія процесу продовженої аерації, - ендогенна респірація (див. рис. 10.2). Процес біохімічного окислення ендогенного субстрату в аеробних умовах здійснюється в один ступінь і супроводжується нітрифікацією амонійного азоту:

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$C_5H_7NO_2 + 7O_2 \rightarrow 5CO_2 + 3H_2O + H^+ + NO_3^- .$$

Теоретична потреба в кисні за наведеним рівнянням реакції складає 1,98 мг O_2/мг беззольної речовини осаду.

Беззольну речовину осаду з концентрацією S_o можна умовно поділити на дві складові: на беззольну речовину S_{a_o}, яка піддається біохімічному розпаду (активну), і на беззольну речовину S_i, яка не піддається біохімічному розпаду (інертну). Через час t від початку процесу розпадеться тільки певна частина активної беззольної речовини a_t, а інша частина - S_{a_t}, ще лишиться без змін (див. схему).

<table>
<tr><td colspan="3">S_o</td></tr>
<tr><td colspan="2">S_{a_o}</td><td>S_i</td></tr>
<tr><td>a_t</td><td>S_{a_t}</td><td>S_i</td></tr>
</table>

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розпад беззольної речовини осаду описується рівнянням реакції першого порядку [15]

$$S_{a_t} = S_{a_o} . e^{-kt},$$

де k - константа швидкості розпаду беззольної речовини осаду, доба$^{-1}$.

Відповідно до прийнятих позначень

$$S_{a_t} = S_{a_o} - a_t, \quad \text{звідки} \quad S_{a_o} - a_t = S_{a_o} . e^{-kt} .$$

Відношення $A = S_{a_o} / S_o$ визначає межу розпаду беззольної речовини, а відношення $B = a_t / S_o$ - ступінь розпаду беззольної речовини осаду в момент часу t. Очевидно, що

$$S_{a_o} = AS_o \quad \text{і таким чином} \quad AS_o - a_t = AS_o . e^{-kt} .$$

Розділивши ліву і праву части попереднього рівняння на S_o отримаємо

$$A - \frac{a_t}{S_o} = A . e^{-kt}, \quad \text{звідки слідує, що} \quad A - B = A . e^{-kt} \text{ чи}$$

$$B = A(1 - e^{-kt}). \tag{14.3}$$

Таким чином, розпад беззольної речовини осаду в процесі його аеробної стабілізації, залежить від межі її розпаду, тривалості стабілізації та значення константи швидкості розпаду беззольної речовини осаду.

Встановлено, що біохімічному розпаду піддається біля 65-80 % беззольної речовини активного мулу і біля 60 % беззольної речовини сирого осаду первинних відстійників. У випадку біологічної очистки стічних вод без первинного освітлення розпаду піддається до 65-75 % беззольної речовини активного мулу [13]. В процесі аеробної стабілізації жири розпадаються на 65-75 %, білки на 20-30 %, а вміст вуглеводів практично не змінюється. Значення константи швидкості розпаду беззольної речовини осаду залежить від виду осаду, що піддається стабілізації, температури процесу, віку мулу та його концентрації в стабілізаторі тощо. При зростанні температури, віку мулу та його концентрації швидкість процесу зростає.

До сьогоднішнього часу ще не вироблений єдиний критерій, за яким слід встановлювати закінчення процесу аеробної стабілізації осаду. У вітчизняній практиці таким критерієм є розпад беззольної речовини, який повинен складати 20-30 % для надлишкового активного мулу і 30-40 % для його суміші з сирим осадом первинних відстійників. Згідно СНиП 2.04.03-85, такий розпад беззольної речовини забезпечується при тривалості перебування в аеробних стабілізаторах (температура 20 °С): надлишкового активного мулу - 2-5 діб; суміші сирого осаду й неущільненого активного мулу - 6-7 діб; суміші сирого осаду й ущільненого активного мулу - 8-12 діб. В межах від 8 до 35 °С при зміні температури на кожні 10 °С тривалість стабілізації змінюється відповідно в 2-2,2 рази.

Ступінь розпаду беззольної речовини не є, однак, універсальним критерієм, оскільки зольні елементи в процесі стабілізації також зазнають змін (переходять у розчин). Важко також розділити біологічно інертну та активну частини беззольної речовини осаду. Тому робляться спроби використання тільки прямих методів контролю процесу стабілізації за такими чинниками, як швидкість споживання кисню, ферментативна активність мулу, питома окислювальна активність бактерій чи навіть питомий опір осаду фільтрації, динаміка зменшення якого відповідає динаміці зміни швидкості окислення, і який набуває мінімального значення до моменту закінчення процесу окислення в осаді екзо- й ендогенних субстратів.

У США ступінь розпаду беззольної речовини в процесі аеробної стабілізації осаду вимагається таким, що дорівнює 40-55 %. При цьому для розрахунку тривалості стабілізації користуються експериментально встановленою залежністю ступеню розпаду беззольної речовини осаду від параметра «градус-доба», що являє собою добуток віку мулу і температури, при якій здійснюється процес аеробної стабілізації (рис. 14.13). Розпаду 40 % відповідає значення параметра 475 градус-доба, а 55 % - 1700 градус-доба.

З табл. 14.9 випливає, що аеробна стабілізація призводить до зменшення питомого опору осаду фільтрації, крім випадків, коли стабілізації піддаються ущільнений надлишковий активний мул чи його суміш з осадом пер-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

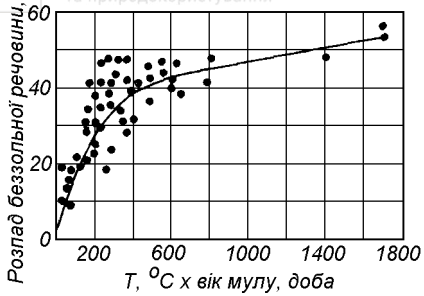


Рис. 14.13. Залежність розпаду беззольної речовини осаду від добутку віку мулу і температури процесу [15]

винних відстійників, які, з цієї причини, практично не застосовуються. Зменшення питомого опору фільтрації дозволяє успішно зневоднювати аеробно стабілізовані осади на мулових майданчиках. При механічному зневодненні таких осадів можна відмовитись від попередньої промивки й значно зменшити дозу реагентів для їх кондиціонування. Однак повністю відмовитись від застосування реагентів неможливо, оскільки в цьому випадку осад буде налипати на фільтрувальну тканину.

За конструкцією аеробні стабілізатори подібні до аеротенків, хоча аеробна стабілізація може здійснюватись у будь-яких відкритих ємнісних спорудах. На невеликих очисних станціях зазвичай застосовують аеробні стабілізатори, які працюютьсь за принципом повного змішування. Таке здійснення процесу має, однак, суттєвий недолік: вивантажуваний осад містить деяку, хоч і незначну, кількість речовин, які перебували в стабілізаторі досить

Таблиця 14.9

Зміна питомого опору фільтрації в процесі аеробної стабілізації осадів [3]

Тип осаду	Вологість, %	Тривалість аерації, діб	Питомий опір, $x10^{-10}$, см/г
Активний мул:			
неущільнений	99-99,7	До аерації	100-940
		7-10	30-250
ущільнений	96,9-97,5	До аерації	800-1700
		8-12	4000-6250
концентрований у стабілізаторі	98,0-98,6	6-7	40-200
Суміш осаду:			
первинних відстійників і неущільненого активного мулу	98,5-99,2	До аерації	190-430
		10-12	170-180
первинних відстійників і ущільненого активного мулу	95,5-97	До аерації	600-1200
		10-15	2470-6720
первинних відстійників і активного мулу, концентрована в стабілізаторі	98-98,5	6-10	40-200

нетривалий час. Тому для стабілізації рекомендується застосовувати споруди типу аеротенків-витиснювачів.

У вітчизняній практиці подачу повітря в аеробні стабілізатори здійснюють за допомогою крупно- чи середньобульбашкової системи аерації, так як вважається, що застосування механічної чи пневмомеханічної аерації призводить до погіршання структури осаду й зростання його питомого опору фільтрації. Питома витрата повітря приймається в межах 1-2 $м^3$/год на 1 $м^3$ об'єму стабілізатора (більше значення приймається для суміші з меншою вологістю). За умови забезпечення необхідної турбулентності і підтримання осаду в зваженому стані інтенсивність аерації не повинна бути менш як 5 $м^3/(м^2.год)$ - для активного мулу та 6 $м^3/(м^2.год)$ - для суміші осаду й мулу Розподіл повітря по довжині стабілізатора-витиснювача здійснюють нерівномірно. У випадку чотирикоридорної споруди розподіл повітря між коридорами здійснюють відповідно наступним чином: 50, 27, 15 і 8 % [16].

За кордоном в аеробних стабілізаторах часто застосовуються механічні поверхневі аератори. У цьому випадку потужність, необхідна для забезпечення процесу киснем, перемішування суміші й підтримання осаду в завислому стані, складає 25-30 Вт/год на 1 $м^3$ об'єму стабілізатора [11].

Як вже вказувалося, швидкість процесу аеробної стабілізації зростає із збільшенням концентрації осаду, однак при цьому погіршуються масопередача кисню та водовіддаючі властивості осаду. Виходячи з цих умов, концентрація активного мулу, який подається в аеробний стабілізатор, не повинна перевищувати 20 г/л (оптимальна концентрація 10-15 г/л), а концентрація суміші мулу й осаду - 25-27 г/л (оптимальна концентрація 15-20 г/л) [16]. Підтримання необхідної концентрації мулу може здійснюватись як шляхом його попереднього ущільнення (але не довше 6 год за умови зберігання його біологічної активності) (рис. 14.14,а), так влаштуванням спеціальних відстійних зон в середині стабілізатора (рис. 14.14, б), чи навіть шляхом повернення в стабілізатор вже стабілізованого ущільненого осаду (рис. 14.14, в).

Після аеробної стабілізації осади повинні перебувати на протязі 1,5-5 год в окремо розміщених ущільнювачах (рис. 14.14, г) чи у спеціально виділеній відстійній зоні всередині аеробного стабілізатора. Вологість ущільненого аеробно стабілізованого осаду складає при цьому 96,5-97,5 %. Згідно СНиП 2.04.03-85, мулова вода із ущільнювачів, яка має вміст завислих речовин до 100 мг/л і $БПК_{повн}$ - до 200 мг/л, повинна направлятись для очистки в аеротенки.

Процес аеробної стабілізації призводить до деякого зменшення вмісту в осаді патогенної мікрофлори. У залежності від тривалості аерації й режиму роботи стабілізаторів зменшення вмісту кишкової палички досягає 70-99 % і спостерігається інактивація вірусів. Однак яйця гельмінтів не гинуть,

тому використання стабілізованих осадів як добрива можливе лише після їх дегельмінтизації.

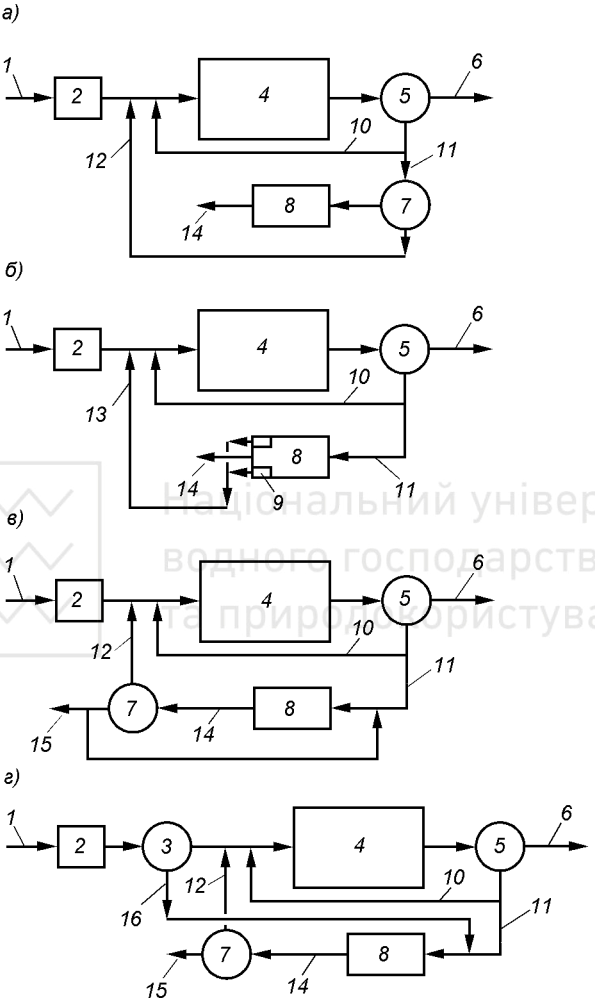


Рис. 14.14. Схеми процесу аеробної стабілізації осадів:
1 - очищувані стічні води; 2 - решітка, піскоуловлювач; 3 - первинний відстійник; 4 - аеротенк; 5 - вторинний відстійник; 6 - очищені стічні води; 7 - мулозгущувач; 8 - аеробний стабілізатор; 9 - відстійні зони; 10 - зворотний активний мул; 11 - надлишковий активний мул; 12 - мулова вода; 13 - мулова вода із зони освітлення; 14 - стабілізований осад; 15 - ущільнений стабілізований осад; 15 - сирий осад

Національний університет водного господарства та природокористування

Розроблений типовий проект ТП 902-3-058.87 аеробних стабілізаторів з пневматичною аерацією для очисних станцій продуктивністю 35 - 70 тис. м^2/добу (табл. 14.10). У стабілізатор подається надлишковий активний мул із вторинних відстійників і сирий осад первинних відстійників, який піддається попередній аерації. У стабілізаторі влаштовується зона освітлення, що дає можливість підтримувати у ньому оптимальну концентрацію осаду. Ущільнення стабілізованого осаду здійснюється в спеціальному ущільнювачі розміром 3,0х9,0 м (рис 14.15).

Таблиця 14.10

Основні розміри аеробного стабілізатора (ТП 902-3-058.87)

Продуктивність очисних споруд		Кількість відділень шириною 9 м	Довжина, м		Розміри зони ущільнення, м
			зони аерації	зони відстоювання	
тис. м^3/добу	т/добу				
35	6,3	2	30,0	9,0	3,0х9,0
	10,0	2	48,0	9,0	3,0х9,0
		3	36,0	9,0	
		4	30,0	9,0	
50	10,0	3	30,0	9,0	3,0х9,0
		2	36,0	9,0	
	18,0	4	36	9,0	3,0х9,0
		2	66	15,0	
		3	48	9,0	
70	12,6	2	48	9,0	3,0х9,0
		3	36	9,0	
		4	30	9,0	
	25,0	2	90,0	15,0	3,0х9,0
		3	66,0	15,0	
		4	48,0	9,0	

Національний університет водного господарства та природокористування

Перевагами аеробних стабілізаторів є простота їх конструкції й експлуатації, вибухобезпечність, покращання, в окремих випадках, водовіддаючих властивостей осадів, мала (особливо в порівнянні з анаеробним зброджуванням) залежність процесу стабілізації від наявності в осаді токсичних домішок, іонів важких металів, ПАР. До недоліків аеробних стабілізаторів слід віднести велику витрату електроенергії на аерацію, необхідність обов'язкового знезаражування стабілізованих осадів, зниження ефективності аеробної стабілізації в зимовий час внаслідок переохолодження осаду.

У 1969 р. в Німеччині запатентована технологія так званої **аеробної автотермофільної стабілізації осадів**. За концентрації сухої речовини більше 3,5-4,5 %, тепла, яке виділяється в результаті аеробної стабілізації органічної речовини осаду, достатньо для його саморозігрівання до 50-70 °С, що призводить до скорочення тривалості процесу до 2 діб, зменшення об'єму стабілізаторів, повної загибелі яєць гельмінтів і насіння будяків (осад стає

Національний університет
водного господарства
та природокористування

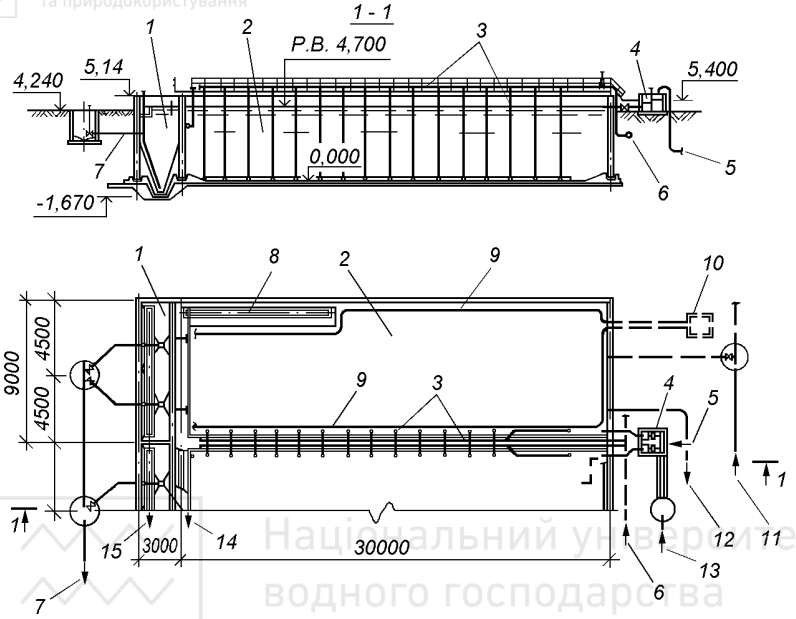


Рис. 14.15. Аеробний стабілізатор:
1 - зона ущільнення осаду; 2 - зона аерації; 3 - аератори; 4 - розподільна камера; 5 - надлишковий активний мул; 6 - повітропровід; 7 - ущільнений стабілізований осад; 8 - відстійна зона; 9 - трубопровід для підігрівання осаду; 10 - теплофікаційна камера; 11 - технічна вода; 12 - трубопровід спорожнення; 13 - сирий осад; 14 - мулова вода із зони освітлення; 15 - мулова вода із зони ущільнення

стерильним), скорочення споживання кисню за рахунок загибелі нітрифікуючих бактерій при високій температурі [17,18].

Для запобігання втратам тепла процес аеробної автотермофільної стабілізації осадів здійснюють у закритих ємностях. У зв'язку із зменшенням при підвищених температурах розчинності кисню пневматична аерація виявилась непридатною. Для аерації застосовують механічні й струминні аератори. Найкращі результати отримуються при застосуванні для аерації технічного кисню.

Національний університет

14.4.2. Анаеробна стабілізація осадів

14.4.2.1. Теоретичні основи анаеробного метанового зброджування осадів

Анаеробне метанове зброджування - це процес біохімічного розкладу органічних речовин осаду до простих кінцевих продуктів, переважно метану CH_4 та вуглекислоти CO_2, що здійснюється складним співтовариством анаеробних мікроорганізмів, які складають трофічний (харчовий) ланцюжок, коли продукти обміну одних груп бактерій використовуються іншими бактеріями.

До недавнього часу для пояснення механізму метанового зброджування використовувалась теорія двостадійного процесу анаеробного розпаду органічної речовини: на першій стадії складні високомолекулярні сполуки (головним чином жири, вуглеводи, білки) розкладаються на більш прості нижчі жирні кислоти, спирти, вуглекислоту, аміак, водень тощо (кислотна чи воднева стадія бродіння), а на другій - продукти першої стадії перетворюються в метан, вуглекислоту й, в меншій кількості, в інші гази (лужна чи метанова стадія). Кожна стадія здійснюється специфічною групою мікроорганізмів. На першій стадії - це факультативні мікроорганізми, які функціонують у широкому діапазоні зміни умов, а тривалість їх генерації вимірюється годинами. На другій стадії - це метаноутворюючі бактерії, які дуже чутливі до умов середовища. Тривалість генерації бактерій цієї фази, яка вимірюється добами, визначає умови здійснення всього процесу бродіння.

За сучасними уявленнями анаеробне метанове зброджування включає чотири взаємопов'язані стадії [19] (рис. 14.16):

I - стадія ферментативного гідролізу складних нерозчинних органічних речовин з утворенням більш простих розчинних органічних речовин;

II - стадія кислотоутворення з виділенням коротколанцюжкових летючих жирних кислот (ЛЖК), амінокислот, спиртів, а також водню й вуглекислого газу (кислотогенна стадія) ;

III - оцтогенна стадія перетворення ЛЖК, амінокислот і спиртів в оцтову кислоту, яка дисоціює на аніон ацетату й катіон водню;

IV - метаногенна стадія - утворення метану з оцтової кислоти, а також в результаті реакції відновлення вуглекислого газу воднем.

Вважається, що у процесі зброджування приймає участь п'ять груп бактерій.

До 1-ї групи відносяться ферментативні бактерії переважно родів Bacillus, Micrococcus, Pseudomonas і Clostridium, що здійснюють стадії ферментативного гідролізу й кислотоутворення. Майже всі бактерії цієї групи відносяться до швидкоростучих факультативних анаеробів із оптимумом pH 6,5-7,6. Бактерії виділяють у середовище екзоферменти, за участю яких здійснюється гідроліз і переведення твердих нерозчинних сполук у розчинний стан. Швидкість гідролізу залежить від природи органічних речовин і від умов його

Національний університет
водного господарства
та природокористування

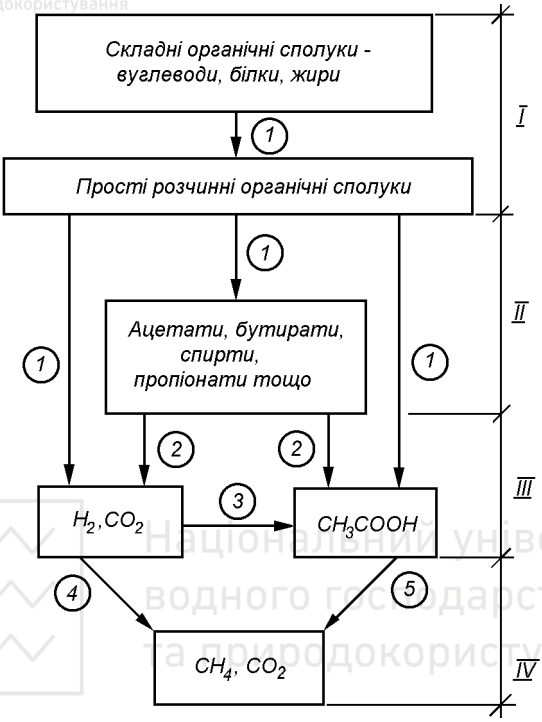


Рис. 14.16. Схема анаеробного метанового зброджування осадів [19]:
I-IV - стадії процесу; I - гідроліз; II - кислотоутворення (кислотогенез); III - утворення оцтової кислоти (оцтогенез); IV - метаноутворення (метаногенез); 1-5 - бактерії, які приймають участь в процесі; 1 - ферментативні кислотогени; 2 - оцтогени, які утворюють H_2; 3 - оцтогени, які використовують H_2; 4 - метаногени, які відновлюють CO_2; 5 - метаногени, які використовують ацетат-іон

проведення: необхідно забезпечити достатню кількість ферментів, створити умови для їх контакту з органічним субстратом, підтримувати оптимальні температури й значення pH. Оскільки наступні стадії анаеробного зброджування не можуть розпочатися, поки не відбудеться гідроліз і тверді нерозчинні речовини не перейдуть у рідку фазу, загальна швидкість процесу може лімітуватись стадією гідролізу.

Кислотогенна стадія здійснюється вказаними вище групами бактерій, для яких вуглець простих розчинних органічних сполук є джерелом живлен-

ня. При цьому приблизно 20 % органічних речовин вихідного осаду перетворюються в оцтову, 15 % - у пропіонову й 65 % - в інші проміжні сполуки. Стадія кислотоутворення зазвичай не лімітує наступні стадії зброджування, оскільки бактерії, що здійснюють її, невибагливі й ростуть із великою швидкістю. Але інтенсивно протікаючі стадії гідролізу й кислотоутворення (їх загальна тривалість біля 7 год) можуть призвести до накопичення летючих кислот і зниження pH, що часто є причиною пригнічення росту бактерій, які здійснюють наступні стадії процесу.

Оцтогенна стадія здійснюється двома групами оцтогенних бактерій. Перша (група 2) утворює оцтову кислоту з виділенням водню з розчинних продуктів попередньої стадії кислотоутворення. Друга група оцтогенних бактерій (група 3) утворює оцтову кислоту шляхом використання водню для відновлення CO_2.

На IV, метаногенній стадії, метанові бактерії утворюють метан двома шляхами - шляхом розщеплення оцтової кислоти (група бактерій 5), а також шляхом відновлення вуглекислоти воднем (група бактерій 4):

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2; \quad \text{і} \quad CO_2 + H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O.$$

Першим шляхом утворюється 72 % метану, другим - 28 %.

У процесі метаноутворення можуть приймати участь п'ять основних груп метанових бактерій, які відрізняються морфологічно: Methanococcus, Methanobacterium, Methanospirillum, Methanotrix, Methanosarcina. При зброджуванні осадів міських стічних вод розвиваються переважно дві останні групи бактерій, з яких, у залежності від pH, тривалості зброджування й температури переважає одна група.

Метанові бактерії - це строгі анаероби, які дуже чутливі до присутності в середовищі розчиненого кисню (концентрація кисню не повинна перевищувати 0,01 мг/л) та нітратів, потребують підтримання оптимальних значень pH - 7,0-7,5. Для нормального розвитку метанових бактерій необхідна наявність у достатній кількості джерел вуглецю (ацетат-іону й вуглекислого газу), джерела енергії (водню), джерела азоту (аміаку), джерела сірки (сульфідів і сульфатів), мікроелементів (калію, натрію, кальцію, магнію, кобальту, міді, бору, цинку, молібдену). Деякі з цих мікроелементів при високих концентраціях можуть бути дуже токсичними для метанових бактерій.

Таким чином, анаеробний розпад органічних речовин здійснюється співтовариством мікроорганізмів, які складають трофічний ланцюжок первинних і вторинних анаеробів. Первинні анаероби здійснюють стадії гідролізу й кислотоутворення, вторинні - стадії оцтогенезу й метаногенезу. На відміну від трофічних ланцюжків мікроорганізмів в аеробних процесах, де взаємовідносини між групами організмів характеризуються, головним чином, відношеннями типу «хижак-жертва», для трофічних систем при метановому бродінні характерне використання продуктів обміну одних груп бактерій іншими:

Національний університет
харчові і енергетичні субстрати вторинних анаеробів утворюються в результаті діяльності первинних.

Крім трофічних зв'язків, між групами бактерій в процесі метанового зброджування існує й чисто фізичний зв'язок. Гідролітичним бактеріям необхідний тісний контакт із твердим субстратом, що піддається гідролізу: порушення цього контакту призводить до послаблення їх активності. Крім цього, у гетерофазному середовищі мають значення мікроградієнти концентрації субстратів навкруги клітини. Оцтогенні та метаногенні бактерії найкращим чином діють лише тоді, коли вони знаходяться в тісному симбіозі між собою. Розривання цього симбіозу, викликане сильними динамічними навантаженнями, які виникають при інтенсивному перемішуванні, негативно впливає на ефективність процесу. Мікробне співтовариство, яке здійснює метанове зброджування, повинно розвиватись при відсутності інтенсивного турбулентного перемішування. Ця обставина повинна враховуватись при виборі конструкцій камер бродіння, в яких необхідно поєднувати оптимальні умови перемішування при мінімальних динамічних навантаженнях.

Таким чином, для правильного розуміння метанового зброджування необхідно розглядати не окремі групи бактерій, а все співтовариство в цілому. Ефективність процесу зброджування в такому співтоваристві залежить не тільки від діяльності організмів, що приймають участь у даній реакції, але й від життєдіяльності бактерій, які споживають продукти цієї реакції. Накопичення продуктів обміну однієї із стадій процесу веде до гальмування інших. Бактерії, що працюють на різних стадіях, мають свої морфологічні й фізіологічні особливості, що зумовлює їх різні швидкості росту, чутливість до pH і концентрацій розчиненого кисню тощо. Все це відіграє велику роль у створенні збалансованої, добре працюючої системи анаеробного зброджування осаду.

14.4.2.2. Технологічні параметри процесу метанового зброджування

Головними технологічними параметрами, що визначають ефективність процесу анаеробного зброджування осадів, є їх хімічний склад, температура та тривалість зброджування, навантаження за органічною речовиною, концентрація завантажуваного осаду, а також режим завантаження й перемішування вмісту камери бродіння.

Хімічний склад осаду визначає можливу межу його зброджування, а також вихід і склад утворюваного біогазу. Дослідженнями АКГ ім. К.Д.Памфілова встановлено, що вся кількість газу, який виділяється в процесі зброджування осаду, утворюється лише за рахунок розпаду жирів, вуглеводів і білків. При цьому 60-65 % біогазу утворюється при розпаді жирів, а останні 35-40 % - припадають приблизно порівну на вуглеводи та білки. Усі три роз-

Національний університет
глядувані компоненти зброджуються не повністю: межа їх зброджування складає 70 % - для жирів, 62,5 % - для вуглеводів і 48 % - для білків. В свою чергу, вміст жирів, вуглеводів і білків в органічній речовині осадів складає 65-80 %. Виходячи із хімічного складу осаду, можна визначити межу зброджування беззольної речовини за формулою, запропонованою Л.І. Гюнтер:

$$R_{гр} = (0{,}92C_{ж} + 0{,}62C_{в} + 0{,}34C_{б})100{,}\%, \qquad (14.4)$$

де $C_{ж}$, $C_{в}$, $C_{б}$ - відповідно вміст жирів, вуглеводів і білків, г на 1 г беззольної речовини осаду.

В таблиці 14.11 наведені результати практичних і теоретичних (за формулою (14.4)) визначень межі зброджування осадів різних станцій аерації. СНиП 2.04.03-85 рекомендує межу розпаду беззольної речовини сирого осаду первинних відстійників приймати рівною 53 %, а надлишкового активного мулу - 44 %. Через більший вміст білків межа розпаду беззольної речовини активного мулу завжди менша від межі розпаду беззольної речовини осаду, хоча вона в значній мірі залежить від тривалості перебування його в аеротенку та навантажень, при яких здійснювалась біологічна очистка. Чим молодший активний мул, чим більший вміст у ньому живих бактеріальних клітин, органічна речовина яких розпадається на 68 %, тим вища практична межа зброджування мулу.

У наш час немає чітких кількісних критеріїв стабілізації, при досягненні яких осад перестає загнивати та мати неприємний запах. Найчастіше стабілізованими вважаються осади, ступінь зброджування яких складає 90 %

Таблиця 14.11

Практична і теоретична межа зброджування різних осадів [19]

Місто та очисна станція	Вид осаду	Практична межа при тривалому зброджуванні, %	Теоретична межа, визначена за формулою (14.4), %
Москва:	СО	52-54	55,6
Люблінська СА	суміш СО:АМ = 1:1 за БР	46-48	45,2
Кур'янівська СА	СО	54-56	57,2
	СО:АМ = 1:1,5	49,8	-
Тушинська СА	СО	51	53,5
	АМ	41-43	44,2
СА міст:			
Челябінськ	СО	60,9	58,0
Іваново	СО	41,4	39,3
Калінін	СО	40,0	42,0
Ярославль	СО	36,6	35,0
Харків	СО	53,8	51,3

Позначки: СА - станція аерації; СО - сирий осад; АМ - активний мул; БР - беззольна речовина

практичної межі розпаду. За А.А.Карпінським ступінь розпаду беззольної речовини, що задовольняє з точки зору знешкодження осаду, складає 45-50 % [20]. На практиці стабільність зброджeного осаду часто контролюють за значеннями pH, лужністю й вмістом летючих жирних кислот у муловій воді.

У складі осадів містяться органічні та неорганічні речовини, які при певних умовах можуть виявляти токсичну дію на процес зброджування. До таких речовин відносять іони важких металів, розчинений кисень, сульфіди, амонійний азот, поверхнево-активні речовини та багато інших. Найбільш чутливими до токсичних речовин є метанові бактерії. Наслідком токсичної дії на них різних хімічних речовин є зменшення утворення метану аж до його повного припинення.

Токсична дія іонів важків металів на процес газовиділення при анаеробному зброджуванні осадів ілюструється наступним рядом $Cr > Cu > Zn > Cd > Ni$ [21]. За концентрацій менш як 200 мг/л амонійний азот позитивно впливає на зброджування осадів, однак він інгібує процес за концентрацій 1500-3000 мг/л і pH більше 7,4-7,6, а за концентрацій понад 3000 мг/л - є токсичним. Розчинні сульфіди токсичні за концентрацій понад 200 мг/л. Поверхнево-активні речовини суттєво впливають на дію гідролітичних ферментів, блокуючи їх функціональні групи, а також блокують субстрат, сорбуючись на ньому. Негативний вплив ПАР проявляється в зменшенні газовиділення, ступеня розпаду беззольної речовини та у зміні частки участі в розпаді цієї речовини жирів, вуглеводів і білків.

Температура є одним із найважливіших параметрів, що визначає швидкість росту анаеробних мікроорганізмів і ефективність процесу зброджування.

У природі метан утворюється за температур від 0 до 97 °С. Розрізняють три основні температурні зони життєдіяльності анаеробних мікроорганізмів: **психрофільну** - до 20 °С (оптимум 15-17 °С), **мезофільну** - від 20 до 40 °С (оптимум 33-35 °С) і **термофільну** - від 50 до 70 °С (оптимум 53-55 °С). У кожній зоні біохімічні процеси здійснює своя специфічна асоціація мікроорганізмів.

Температура істотним чином впливає на швидкість процесу зброджування, а значить і на необхідну його тривалість, яка, наприклад, для осадів міських стічних вод при температурах зброджування 8, 30-35 і 50-55 °С складає біля 120, 20 і 15 діб відповідно (рис. 14.17). Термофільне зброджування відрізняється від мезофільного більшою інтенсивністю й закінчується приблизно в два рази швидше, за рахунок чого вдвічі зменшується необхідний об'єм споруд. Підтримання мезофільних чи термофільних температур потребує на практиці підігрівання осадів, що призводить до ускладнення технічних рішень очисних споруд. Тому на невеликих очисних станціях зброджування осадів часто здійснюють при психрофільних температурах.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

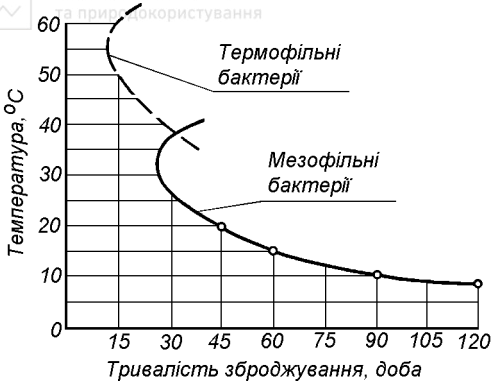


Рис. 14.17. Вплив температури зброджування на час, необхідний для досягнення практичного розпаду осаду (за даними Файра і Мура) [1]

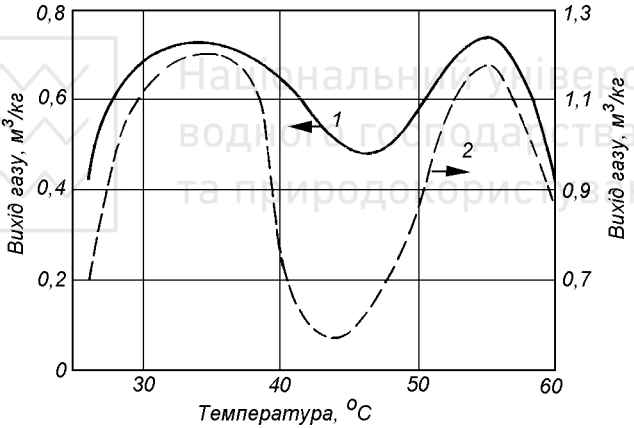


Рис. 14.18. Вплив температури зброджування на вихід газу з 1 кг беззольної речовини завантажуваного осаду (1) і з 1 кг беззольної речовини осаду, що розпалася (2), (за даним Шверіна) [13]

Температура, при якій здійснюється зброджування осаду, досить суттєво впливає також і на процес газовиділення, яке значно зменшується в інтервалі температур 40-50 °С. Проте при безкінечно тривалому зброджуванні вихід газу в розрахунку на одиницю сухої речовини завантажуваного чи збродженого осаду практично однаковий як для мезофільного, так і для термофільного режимів зброджування, і визначається лише хімічним складом осаду (рис. 14.18).

Навіть короткотривале порушення температурного режиму, особливо в сторону зменшення температури, призводить до гальмування процесу метаноутворення. Однак стадії гідролізу і кислотоутворення при цьому можуть проходити з тією самою інтенсивністю, що призводить до накопичення ЛЖК, зниження pH і до порушення процесу в цілому.

Вважається, що при термофільному зброджуванні досягається повна дегельмінтизація осаду, тоді як в умовах мезофільних температур гине лише 50-80 % усієї кількості яєць гельмінтів.

Основною перевагою мезофільного зброджування є забезпечення процесу теплом, що отримується від спалювання біогазу, який виділяється в процесі зброджування осаду. Підігрівання ж осаду до термофільних температур, особливо в зимовий час, потребує додаткових витрат палива. Крім цього, осад, зброджений у термофільних умовах, значно гірше віддає вологу, ніж зброджений у мезофільних умовах.

Тривалість перебування осаду в камері бродіння є одним із найважливіших параметрів, що визначає глибину анаеробного розпаду органічної речовини осаду. Для камер бродіння з незакріпленою біомасою необхідно, щоб мікроорганізми знаходились у них у достатній кількості, тривалість перебування їх у реакторі була достатньою для глибокого анаеробного розкладу субстрату та при цьому вони не вимивались із камер із збродженим осадом.

Тривалість перебування осаду в камері бродіння дорівнює відношенню об'єму камери до добової витрати завантажуваного осаду

$$t = V / Q_{доб}, діб, \qquad (14.5)$$

де V - об'єм камери бродіння, м^3; $Q_{доб}$ - добова витрата осаду, м^3/добу.

Величину, зворотну до тривалості перебування осаду в камері бродіння, називають добовою **дозою завантаження** і зазвичай виражають у відсотках:

$$Д = \frac{Q_{доб}}{V} 100,\%. \qquad (14.6)$$

Доза завантаження показує, скільки відсотків від загального об'єму камери бродіння складає добовий об'єм завантажуваного осаду. За дози завантаження 1 % тривалість перебування осаду в камері бродіння складає 100 діб, 4 % - 25 діб, 10 % - 10 діб і так далі.

Н**авантаження на камеру бродіння.** Зміна вологості завантажуваного осаду при тій самій дозі завантаження призводить до зміни кількості сухої чи беззольної речовини осаду, яка надходить у камеру бродіння за одну добу, чи так званого навантаження на камеру бродіння.

Навантаження на камеру бродіння вимірюється в кг беззольної речовини осаду на 1 м^3 об'єму камери бродіння за добу

Національний університет водного господарства та природокористування

$$S_{бз} = C_{сух}(1-З)/V, кг/(м^3.добу), \quad (14.7)$$

де $C_{сух}$ - маса сухої речовини осаду, який завантажується в камеру бродіння, т/добу; $З$ - зольність осаду, частка одиниці.

Виходячи з формул (6.28) і (14.5) - (14.7), можна отримати формули, які пов'язують між собою тривалість зброджування, дозу завантаження та навантаження на камеру бродіння

$$S_{бз} = 10(1-З)(100-W_{ос})/t, кг/(м^3.добу), \quad (14.8)$$

$$S_{бз} = 0{,}1(1-З)(100-W_{ос})D, кг/(м^3.добу). \quad (14.9)$$

Очевидно, що чим більше часу беззольна речовина осаду буде перебувати в камері бродіння, тим глибше буде йти процес зброджування і навпаки. Для московських очисних станцій А.А.Карпінським отримані графіки залежності ступеня розпаду беззольної речовини осаду (рис. 14.19) та питомого газовиділення (рис. 14.20) від навантаження на камеру бродіння $S_{бз}$ [20]. Виходячи з необхідного ступеня розпаду беззольної речовини осаду, який за А.А.Карпінським складає 45-50 %, допустимі навантаження на камеру бродіння складатимуть:

а) для сирого осаду первинних відстійників

- при мезофільному режимі зброджування $S_{бз}$ = 2,75-4 кг/(м^3.добу);
- при термофільному режимі зброджування $S_{бз}$ = 5-8 кг/(м^3.добу);

б) для суміші сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу (відношення маси за беззольними речовинами осадів 1:1)

- при мезофільному режимі зброджування $S_{бз}$ = 1,75-2,25 кг/(м^3.добу);
- при термофільному режимі зброджування $S_{бз}$ = 3,5-6 кг/(м^3.добу).

За значеннями допустимих навантажень можна легко встановити об'єм камери бродіння

$$V = C_{сух}(1-З)/S_{бз}, м^3. \quad (14.10)$$

Згідно СНиП 2.04.03-85, визначення об'єму метантенків для зброджування осадів міських стічних вод здійснюється за добовою дозою завантаження, яка визначається в залежності від вологості завантажуваного осаду й режиму зброджування (табл. 14.12). Нескладні розрахунки, виконані за формулою (14.9), показують, що допустимі навантаження при цьому прийняті рівними: 2,1-3,4 кг/(м^3.добу) - при мезофільному і 4,0-6,9 кг/(м^3.добу) - при термофільному режимів зброджування. За закордонними даними допустимі навантаження на метантенки при мезофільному режимі зброджування осаду приймаються рівними (кг/(м^3.добу)): 0,8-1,2 - у Франції; 1,0-2,0 - в Англії; 2,5-4,0 - у ФРН; 2,5-5,0 - у США [19].

Національний університет
водного господарства
та природокористування

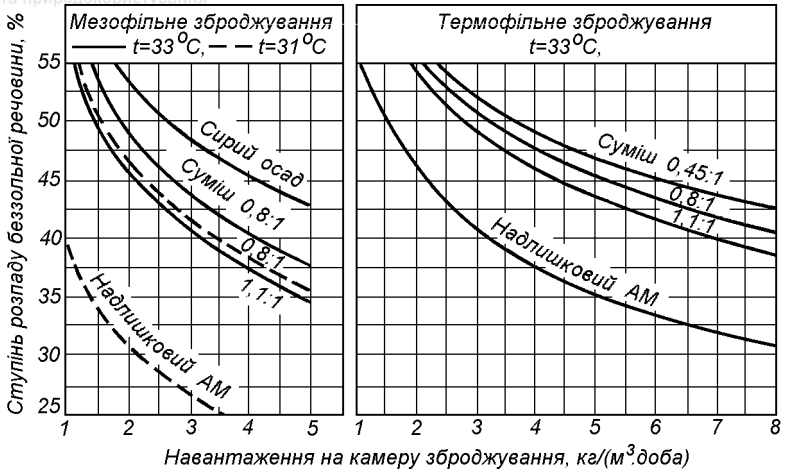


Рис. 14.19. Залежність ступеня розпаду беззольної речовини осаду від навантаження на камеру бродіння [20]

Національний університет
водного господарства
та природокористування

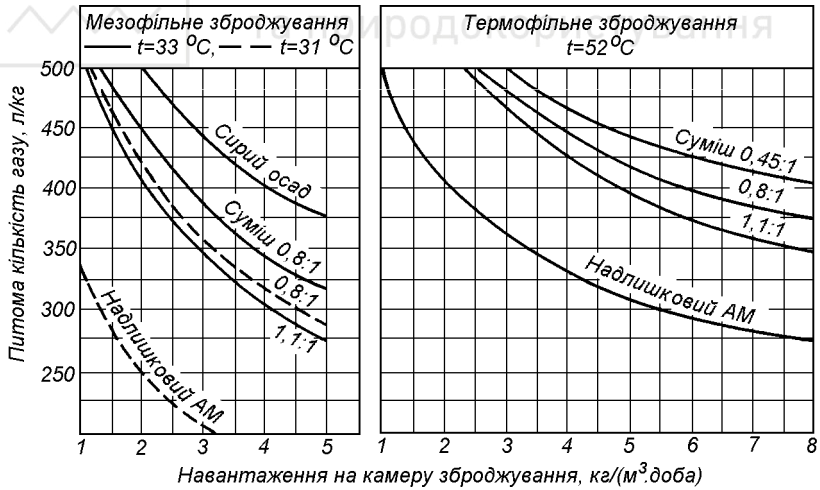


Рис. 14.20. Залежність кількості газу, що виділяється в процесі зброджування 1 кг беззольної речовини, від навантаження на камеру бродіння [20]

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.12

Добова доза завантаження метантенка $Д$ [7]

Режим зброджування	Добова доза завантаження метантенка $Д$, %, при вологості завантажуваного осаду				
	93	94	95	96	97
Мезофільний	7	8	8	9	10
Термофільний	14	16	17	18	19

Збільшення дози завантаження більше припустимої є, звичайно, причиною розбалансування процесу зброджування. Стається це тому, що кислотогенні бактерії, які більш витривалі до різноманітних несприятливих чинників і мають швидкість росту більш високу, аніж метанові бактерії, швидко розкладають органічні речовини, що зумовлює зниження pH до рівня, токсичного для метанових бактерій. При розбалансуванні процесу зброджування необхідно: зменшити чи припинити взагалі подачу осаду в камеру бродіння; ввести луг у камеру бродіння для підвищення pH до 7-7,5; встановити необхідну температуру бродіння; збільшити концентрацію метанових бактерій у камері бродіння, для чого подати туди добре зброджений осад.

Інтенсивність перемішування. Перемішування вмісту камери бродіння здійснюють з метою забезпечення однакового використання всього її об'єму, виключення можливості утворення "мертвих" зон, запобігання розшаруванню осаду, відкладанню піску й утворенню кірки, вирівнювання температурного поля. Перемішування дозволяє також вирівняти концентрації продуктів біохімічних реакцій, а також токсичних речовин, які можуть надходити із завантажуваним осадом. Однак існує межа інтенсивності перемішування, перевищення якої може призвести до фізичного відриву окремих груп бактерій одна від одної і бактерій від субстрату.

Режим зброджування осаду буває періодичним, безперервним і напівбезперервним. У наш час у більшості випадків здійснюється періодичний процес, що пов'язане з періодичним вивантаженням осаду з первинних відстійників. Перехід на безперервне завантаження дозволяє запобігти зниженню температури в результаті надходження в камеру бродіння великої кількості погано прогрітого осаду, досягти рівномірного газовиділення й однорідності вивантажуваного осаду.

Концентрація завантажуваного осаду в камері бродіння зменшується за рахунок розпаду частини його беззольної речовини в процесі зброджування. На практиці намагаються зброджувати більш концентровані осади, що зумовлено двома основними причинами: по-перше, при зброджуванні більш концентрованого осаду можна зменшити об'єм, а значить і вартість камери бродіння, забезпечуючи при цьому необхідний ступінь розпаду беззольної речовини; по-друге, концентрація метанових бактерій зростає із збіль-

шенням концентрації осаду. З іншої сторони, збільшення концентрації осаду робить необхідним застосування більш потужних пристроїв для його перемішування в камері бродіння. Зазвичай концентрація завантажуваного осаду знаходиться в межах 1,5-9 %, хоча відомі випадки зброджування осадів з концентрацією за сухою речовиною і до 12-15 % [13].

Нормальне протікання процесу зброджування осаду характеризується показниками якості мулової води, наведеними у табл. 14.13.

Таблиця 14.13.

Показники якості мулової води при нормальному протіканні процесу зброджування осаду

Процес зброджування	Летючі жирні кислоти, мг-екв/л	Лужність, мг-екв/л	Азот амонійних солей, мг/л
Мезофільний	5-6	70-75	730-800
Термофільний	8-12	60-70	600-750

14.4.2.3. Зброджування осадів у септиках, двоярусних відстійниках і освітлювачах-перегнивачах

Септик - це споруда, в якій одночасно відбувається освітлення стічних вод і анаеробне зброджування осаду, що при цьому утворюється.

Перевагами септиків є високий ефект вилучення із стічних вод завислих речовин і простота експлуатації. Тому вони досить широко застосовуються для попереднього освітлення стічних вод зз витратою менш як 25 $м^3$/добу перед подальшою очисткою на полях підземної фільтрації, піщано-гравійних фільтрах, у фільтруючих канавах чи колодязях.

Для зменшення виносу із септиків завислих речовин, вони влаштовуються двокамерними чи трикамерними - відповідно при добових витратах очищуваних стічних вод менш як і понад 10 $м^3$/добу.

Типові септики влаштовуються із залізобетону. Можливе також влаштування септиків із цегли, каменю, деревини тощо.

На рис. 14.21 наведена схема двокамерного септика із залізобетонних кілець діаметром 2000 мм. Впуск і випуск води в ньому здійснюються за допомогою трійників, нижні кінці яких занурені в рідину нижче кірки, а верхні - відкриті й доступні для прочистки. Вода надходить з однієї камери септика в іншу через затоплені отвори в стінках. Для затримання плаваючих речовин перед відвідною трубою встановлюється спеціальний щит, верхня частина якого височіє над рівнем води в септику не менш ніж на 20 см. Для вивантаження осаду в камерах септика влаштовуються люки-лази, вентиляція камер здійснюється за допомогою вентиляційних стояків.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

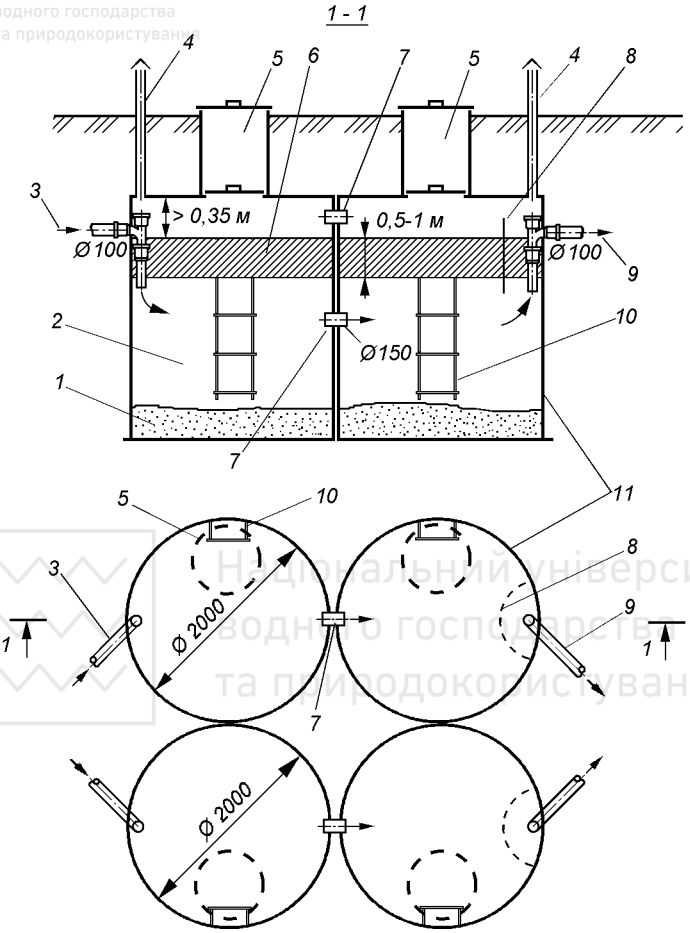


Рис. 14.21. Двокамерний септик із залізобетонних кілець:
1 - осад; 2 - відстійна зона; 3 - підвідний трубопровід; 4 - вентиляційний стояк; 5 - люк для вивантаження осаду; 6 - кірка; 7 - перепускна трубка; 8 - щит для затримання плаваючих домішок; 9 - випускний трубопровід; 10 - драбина; 11 - залізобетонні кільця

Об'єм зони відстоювання септиків визначається з розрахунку 3-х добового перебування стічних вод при їх витраті до 5 м^3/добу і 2,5-добового перебування - при витраті понад 5 м^3/добу.

Тривалість перебування осаду в септиках становить 6-12 місяців. Внаслідок безперервного надходження свіжих порцій осаду, в септиках відбувається лише перша фаза - кисле бродіння. При цьому розпад сухої речови-

ни осаду складає біля 30 %, середня вологість збродженого осаду - 90 %, хоча у нижніх шарах він ущільнюється до водогості 85 %. Гази бродіння піднімають на поверхню септика частинки осаду, що призводить до утворення ущільненої кірки товщиною 0,35-0,4 м, а іноді й до 1 м. Осад із септиків видаляється за допомогою насосів (приблизно 20 % осаду залишають в якості «затравки»).

Стічні води, що виходять із септика, набувають неприємного запаху сірководню й аміаку, мають слабокислу реакцію (pH < 7). Подальша їх біологічна очистка більш утруднена, ніж очистка свіжих стічних вод.

Двоярусні відстійники застосовуються на очисних станціях продуктивністю до 10000 м^3/добу для попереднього освітлення стічних вод і одночасного анаеробного зброджування утворюваного осаду, а також надлишкової біоплівки чи надлишкового активного мулу.

Звичайно це круглі (іноді прямокутні) в плані споруди з конічним (пірамідальним) дном. У верхній частині споруди розміщені відстійні жолоби, нижня частина (мулова чи септична камера) виконує функції камери бродіння (рис. 14.22).

Впуск і випуск стічних вод у жолоби здійснюється, як і в звичайних горизонтальних відстійниках - через впускний і випускний лотки з напівзануреними дошками. Осад, який випадає на похилі стінки нижньої частини жолобів (кут похилу до горизонту понад 50°), самовільно сповзає до щілин у дні й провалюється в мулову камеру. Щілини мають ширину 0,15 м і перекриваються продовженням однієї із похилих стінок на 0,15 м, для запобігання надходженню в жолоб газів бродіння. Тривалість освітлення стічних вод у відстійних жолобах складає 1,5 год, а ефективність їх освітлення - 40-50 %. Для підвищення ефективності освітлення стічних вод жолоби двох сусідніх двоярусних відстійників влаштовують спареними.

На відміну від септиків, у мулових камерах двоярусних відстійників відбувається метанове зброджування осаду в психрофільних умовах. Тривалість зброджування становить 60-120 діб, а розпад беззольної речовини осаду - 40 %. Надлишкова біоплівка чи надлишковий активний мул подаються для зброджування безпосередньо в мулову камеру. За значного впливу температури на перебіг процесів зброджування необхідно здійснювати заходи по запобіганню переохолодження мулової частини двоярусних відстійників.

За середньорічної температури повітря менш як 3,5 °С двоярусні відстійники пропускною здатністю до 500 м^3/добу повинні розміщуватись в опалюваних приміщеннях, а при середньорічній температурі повітря від 3,5 до 6 °С і пропускній здатності до 100 м^3/добу - в неопалюваних приміщеннях [7]. Розміщені на відкритому повітрі двоярусні відстійники взимку перекривають дерев'яними щитами.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

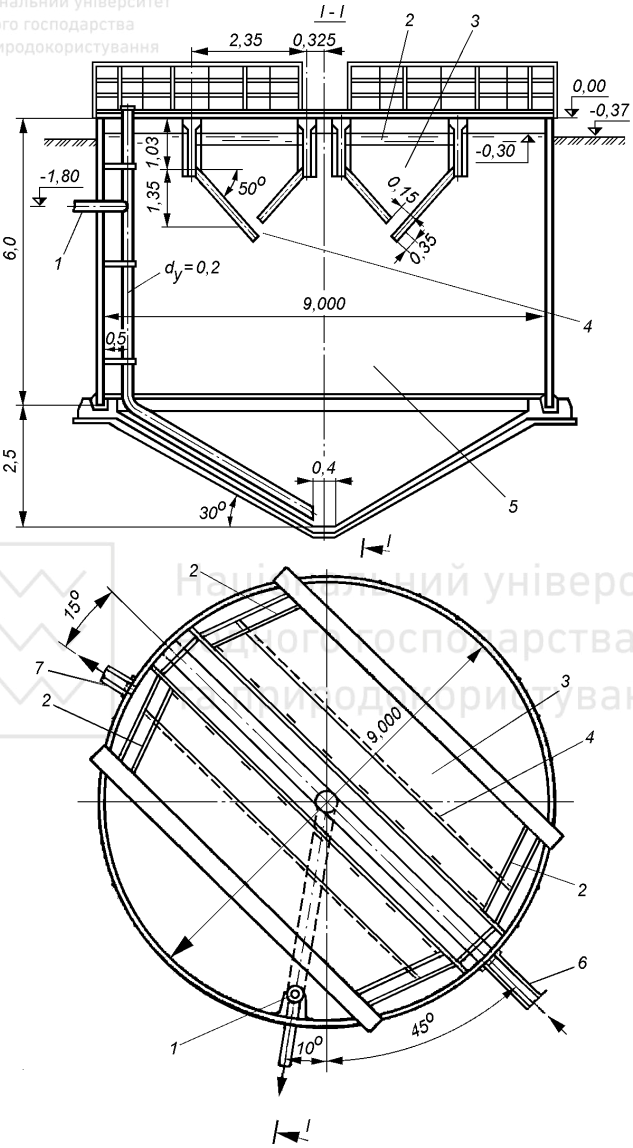


Рис. 14.22. Двоярусний відстійник:
1 - випуск зброджeного осаду; 2 - напівзанурена дошка; 3 - відстійний жолоб; 4 - щілина; 5 - мулова камера; 6 - подача очищуваних стічних вод; 7 - відведення очищених стічних вод

Перемішування осаду в мулових камерах двоярусних відстійників здійснюється лише за рахунок бульбашок газів бродіння, які піднімаються на поверхню споруди. Осад, який знаходиться у нижніх шарах мулової камери, практично не перемішується, що уповільнює процес його зброджування, злежується й ущільнюється під дією власної ваги до вологості 85 %. Середня вологість осаду, який випускається з споруди під гідростатичним тиском, складає 90 %.

Частинки осаду, що піднімаються газами бродіння на поверхню двоярусного відстійника, утворюють кірку на поверхні, не зайнятій відстійними жолобами. Взимку вона утеплює споруду, але, досягаючи великої товщини, заважає нормальній експлуатації, перешкоджає газовиділенню. Тому кірку періодично розбивають і занурюють у воду. Для запобігання швидкому накопиченню кірки, площа, не зайнята відстійними жолобами, повинна складати не менш як 20 % загальної площі дзеркала води, а відстань між стінками сусідніх відстійних жолобів - не менш як 0,5 м.

Розроблені типові двоярусні відстійники із збірного залізобетону діаметром 9 і 12 м (табл. 14.14).

Таблиця 14.14

Основні розміри та розрахункові об'єми двоярусних відстійників із збірного залізобетону

Номер типового проекту	Діаметр, м	Висота, м		Об'єм, м^3	
		загальна	конічної частини	двох жолобів	мулової камери
ТП 902-2-204	9,0	8,5	2,5	42,6	258
ТП 902-2-203	12,0	8,2	3,4	100,3	300
ТП 902-2-203	12,0	9,4	3,4	100,3	435

Двоярусні відстійники, які були запропоновані К.Імгофом ще в 1906 р., завдяки простоті конструкції й експлуатації отримали велике поширення в нашій країні та за кордоном. Однак двоярусним відстійникам властиві значні недоліки, якими є: велика глибина споруд, що збільшує вартість їх будівництва, особливо у скельних грунтах і при високому рівні грунтових вод; необхідність розміщення споруд в опалюваних будівлях у районах із низькими зимовими температурами; можливість зменшення до 30 % ефекту освітлення стічних вод через проникання в жолоби газів бродіння і частинок збродженого осаду; можливість забивання щілин у жолобах «зверху» при високій концентрації завислих речовин у стічних водах; можливість забивання щілин жолобів «знизу» кіркою, що утворюється на поверхні; ущільнення осаду в нижній частині мулової камери до вологості 85 %, при якій процеси зброджування значно уповільнюються.

Подальшим розвитком конструкції двоярусних відстійників є освітлювачі-перегнивачі, розроблені у Ленінградському інженерно-будівельному інституті під керівництвом проф. С.М.Шифріна.

Освітлювач-перегнивач - це споруда, яка складається з освітлювача з природньою аерацією, що концентрично розміщується усередині перегнивача.

Принцип роботи, конструкція та основні технологічні параметри освітлювачів із природною аерацією були розглянуті раніше в розділі 6.7.

Осад із освітлювача під гідростатичним тиском самопливом надходить в насосну станцію і подається далі у перегнивач по напірному трубопроводу, який закінчується над перегнивачем двома напівкільцевими трубопроводами із сприсками, направленими під кутом 45° до поверхні осаду. Цей же трубопровід служить для перемішування вмісту перегнивача та запобігання утворенню кірки на його поверхні. Для щоденного перемішування на протязі 3-4 годин осад відбирають із перегнивача за допомогою мулового трубопроводу (рис. 14.23).

У порівнянні з двоярусними відстійниками освітлювачі-перегнивачі мають суттєві переваги, які полягають у наступному:

1. Освітлювач і перегнивач відділені один від одного, що виключає можливість попадання зброджуваного осаду в зону освітлення і забезпечує зниження концентрацій завислих речовин у стічних водах на 70 % і $БПК_{повн}$ на 15 %;
2. Перемішування осаду в перегнивачі сприяє інтенсифікації його зброджування, унеможливлює утворення кірки на поверхні й ущільнення осаду в нижній частині перегнивача.

Надлишкова біоплівка чи надлишковий активний мул подаються для зброджування безпосередньо в мулову частину споруди. Тривалість перебування осаду в перегнивачі визначається його вологістю, температурою зброджування і складає 20-140 діб (за вологості осаду 95 % доза завантаження складає 0,72-5 %).

Завдяки розміщенню освітлювача усередині перегнивача (так само, як і відстійних жолобів у двоярусних відстійниках) температура осаду в освітлювачах-перегнивачах відповідає температурі очищуваних стічних вод.

Таблиця 14.15

Основні розміри та розрахункові об'єми освітлювачів-перегнивачів із збірного залізобетону

Номер типового проекту	Розміри споруди, м		Параметри освітлювача		Технологічний об'єм перегнивача, $м^3$
	діаметр	висота	діаметр, м	висота, м	
ТП 902-2-314	9	8,61	4	7,16	306
ТП 902-2-315	12	9,48	5	7,75	540
ТП 902-2-316	15	10,35	6	8,34	1060

Національний університет
водного господарства
та природокористування

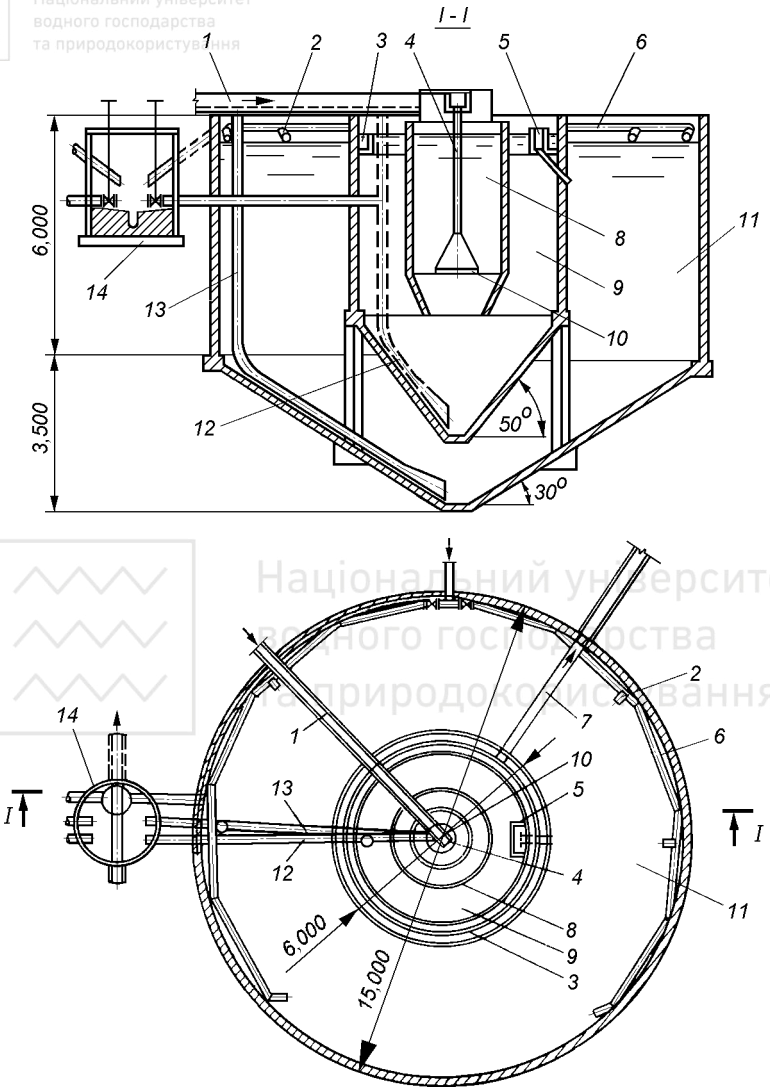


Рис. 14.23. Освітлювач-перегнивач:
1 - подаючий лоток; 2 - сприски; 3 - лоток освітлених стічних вод; 4 - центральна труба; 5 - карман для збору плаваючих домішок; 6 - напірний трубопровід для перемішування осаду; 7 - відведення освітлених стічних вод; 8 - камера флокуляції; 9 - зона освітлення; 10 - відбивальний конус; 11 - перегнивач; 12 - випуск осаду з освітлювача; 13 - випуск зброджeного осаду; 14 - муловий колодязь

Типові освітлювачі-перегнивачі мають діаметр 9, 12 і 15 м (табл. 14.15) і компонуються у вузли з двох чи чотирьох споруд.

14.4.2.4. Зброджування осадів у метантенках

Метантенки - це резервуари для анаеробного зброджування сирого осаду, надлишкового активного мулу чи біоплівки, а також їх сумішей. На відміну від двоярусних відстійників і освітлювачів-перегнивачів у метантенках здійснюється підігрівання осадів до 33 чи 53 °С, їх інтенсивне перемішування та утилізація утворюваного біогазу.

Перші метантенки з механічним перемішуванням і обігріванням, які стали прообразом сучасних споруд, з'явилися в 1925-1926 рр. в Англії, у Рурському Союзі (м. Ессен-Релінгхауз, Німеччина), а також в м. Антіго (штат Вісконсин, США). Перший вітчизняний дослідний метантенк об'ємом 394 м^3 був побудований у 1928 р. в Москві на Люберецьких полях фільтрації. У наш час метантенки експлуатуються на переважній більшості міських очисних станцій.

Використовуються різноманітні конструкції метантенків, які відрізняються конструктивними ознаками (конструкцією перекриття, формою), матеріалом із якого виготовлені, способами підігрівання осаду і його перемішування тощо.

Найчастіше метантенки виготовляються із залізобетону чи металу й мають об'єм від декількох сотень до 15 тис. м^3. Так, наприклад, у ФРН на очисній станції Гамбург Кєльбрандхєфт експлуатуються 10 метантенків об'ємом по 8 тис. м^3 кожен, на станції Дюссельдорф-Південь - 3 метантенки об'ємом по 12 тис. м^3 [22], на станції Боттроп - 4 метантенки об'ємом по 15 тис. м^3 [23].

Характерною особливістю є **конструкція перекриття** метантенків. Найчастіше вони будуються з нерухомим незатопленим перекриттям, однак цій конструкції властиві певні недоліки, пов'язані із зміною тиску усередині споруди. Так, при вивантаженні зброджeного осаду, усередині метантенка може виникати вакуум, а при завантаженні осаду - підвищуватись тиск, що є причиною можливої появи тріщин у залізобетонному перекритті. Крім того, при утворенні вакууму в газовий простір метантенка засмоктується повітря, яке утворює з біогазом вибухову суміш. Хоча тиск газу регулюється мокрим газгольдером, який підтримує в газовій лінії і усередині метантенка тиск в межах 1,5-2,5 КПа, повністю уникнути вказаних недоліків неможливо.

Ці причини викликали появу нових конструкцій метантенків із так званим плаваючим перекриттям, яке виготовляється з металу чи залізобетону і занурюється на 0,5-0,6 м в мулову рідину (рис. 14.24, а). Такий гідрозатвор перешкоджає виходу газу з метантенка назовні. За рахунок повільного руху

Національний університет водного господарства та природокористування

(за допомогою роликів) перекриття відносно стінок споруди вдається підтримувати постійний тиск біогазу під ковпаком перекриття при зміні наповнення метантенка. Іноді плаваюче перекриття влаштовують у вигляді газгольдера (рис. 14.24, б). Така конструкція є більш простою і економічною в експлуатації оскільки при цьому відпадає необхідність у будівництві окремо розміщених газгольдерів і комунікацій до них, забезпечується блокування споруд. Однак недоліком метантенків із плаваючим перекриттям є створення умов для підсихання осаду та утворення кірки під ковпаком.

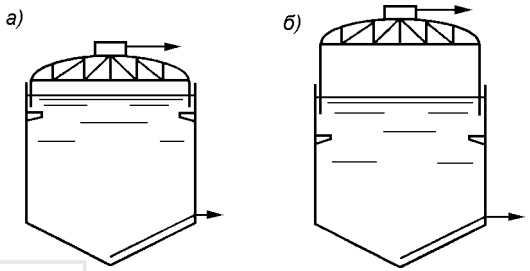


Рис. 14.24. Метантенки з плаваючим перекриттям (а) і з перекриттям у вигляді газгольдера (б)

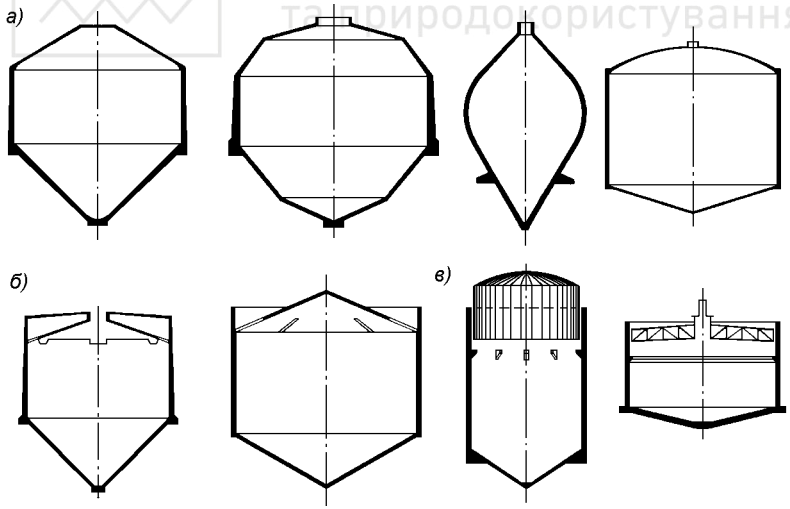


Рис. 14.25. Застосовувані конструкції метантенків:
а) - з нерухомим незатопленим перекриттям; б) - із нерухомим затопленим перекриттям; в) - із плаваючим перекриттям

Національний університет
водного господарства
та природокористування

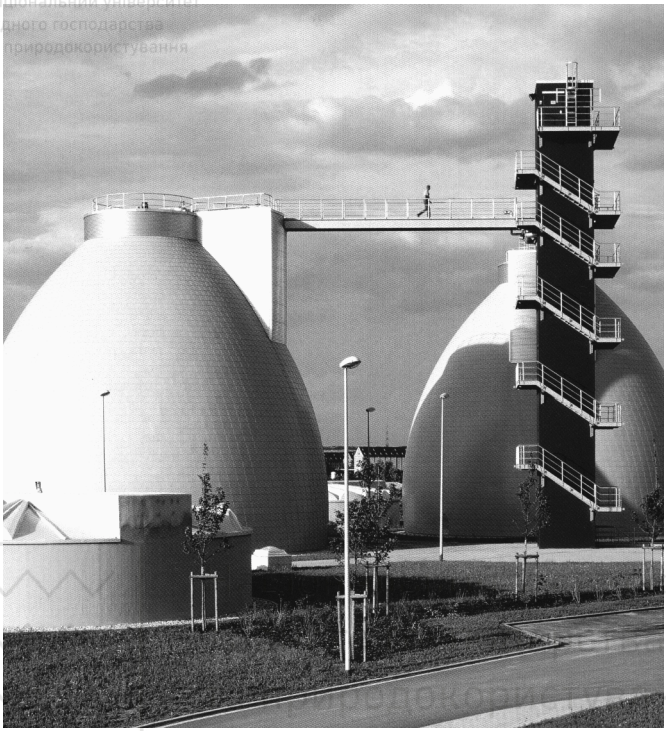


Рис. 14.26. Залізобетонні метантенки очисної станції Галле-Норд (ФРН)

Рис. 14.27. Металеві метантенки очисної станції м. Ясло (Польща)

Вважається, що серед можливих **форм резервуарів метантенків** (рис. 14.25) найкращою є яйцеподібна форма, яка має максимальний об'єм при мінімальній площі поверхні, дозволяє скоротити матеріалоємність при будівництві та тепловтрати при експлуатації. Крім цього, така форма метантенка перешкоджає накопиченню піску й утворенню кірки. На рис. 14.26 зображені два залізобетонні метантенки очисної станції Галле-Норд (ФРН) яйцеподібної форми об'ємом по 11,5 тис. $м^3$, а на рис. 14.27 - два металеві метантенки очисної станції м. Ясло (Польща) об'ємом по 4261 $м^3$ кожен.

У колишньому СРСР в різні роки було розроблено три серії типових проектів метантенків, які за являють собою резервуари циліндричної форми з жорстким конічним перекриттям і конічним дном. Відношення їх діаметра до висоти знаходиться, звичайно, в межах від 0,8:1 до 1:1. Верхня частина перекриття в центрі метантенків закінчується вузькою горловиною. Робочий рівень осаду в метантенках підтримується на 0,2-0,4 м вище основи горловини, внаслідок чого значно зменшується площа вільного дзеркала й полегшується боротьба з кіркою. Площа горловини метантенків визначається з розрахунку пропускання до 600-800 $м^3$/добу газу в розрахунку на 1 $м^2$ поперечного перетину. Труби для відведення газу із горловини метантенків розміщуються на відстані не менш ніж 2 м від максимального рівня осаду. Конструктивні розміри типових метантенків наведені у табл . 14.16.

Таблиця 14.16

Конструктивні розміри типових метантенків

Номер типового проекту	Діаметр, м	Корисний об'єм резервуара, $м^3$	Висота, м		
			верхнього конуса	циліндричної частини	нижнього конуса
ТП 902-2-227	12,5	1000	1,9	6,5	2,15
ТП 902-2-228	15	1600	2,35	7,5	2,6
ТП 902-2-229	17,5	2500	2,5	8,5	3,05
ТП 902-2-230	20	4000	2,9	10,6	3,5
ТП 902-5-15.86	11	1100	2,1	9,0	2,0
ТП 902-5-16.86	15	2500	1,9	12,5	2,8
ТП 902-5-17.86	19	5000	1,6	14,9	4,2
ТП 902-5-18.86	23	9000	4,5	17,9	5,6

Найстаріші типові залізобетонні метантенки (ТП 902-2-227 - ТП 902-2-230) мають діаметр 12,5, 15, 17,5 і 20 м за об'єму одного резервуара відповідно 1000, 1600, 2500 і 4000 $м^3$ (рис. 14.28). **Завантаження метантенків** здійснюють через завантажувальні бункери, в які насосами подають сирий осад первинних відстійників і надлишковий активний мул із мулозгущувачів. Осад і мул далі самопливом надходять по трубопроводам із бункерів у верхню частину метантенків. Для рівномірного розподілу осаду і мулу між мета-

нтенками в завантажувальних бункерах встановлені незатоплені водозливи з гострим порогом і щитові затвори.

Метантенки вивантажують під гідростатичним тиском завантажуваного осаду, який витісняє збродженну масу в вивантажувальний бункер по одному із двох трубопроводів, один з яких йде від низу конусного дна, а другий - від основи циліндричної частини метантенка (рівень порогу водозливу вивантажувального бункера визначає рівень осаду в горловині метантенка). Завантажувальні і вивантажувальні бункери розміщуються у верхній частині приміщення управління, в нижній частині якої знаходяться насоси, а в середній - трубопроводи комунікацій. Для зручності обслуговування метантенки компонуються в групи по чотири резервуари з приміщенням управління в центрі. Схема метантенка з технологічними трубопроводами наведена на рис. 14.29, а генплан вузла із чотирьох метантенків - на рис. 14.30.

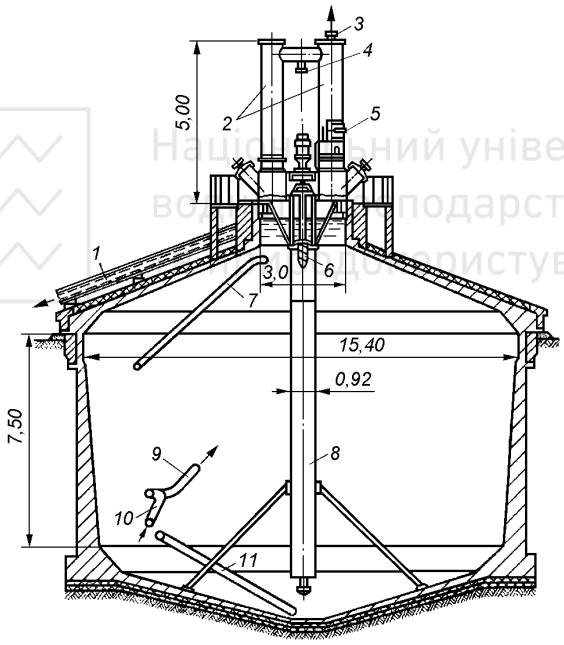


Рис. 14.28. Метантенк з нерухомим незатопленим перекриттям:
1 - газопровід; 2 - газові ковпаки; 3 - випуск газу в атмосферу; 4 - блок для монтажу мішалки; 5 - пристрій для автоматичного зниження тиску газу; 6 - пропелерна мішалка; 7 - трубопровід для завантаження збродженого осаду; 8 - центральна труба; 9, 10 - відповідно напірний та всмоктуючий трубопроводи інжекторного підігрівача; 11 - трубопровід для вивантаження збродженого осаду

Національний університет
водного господарства
та природокористування

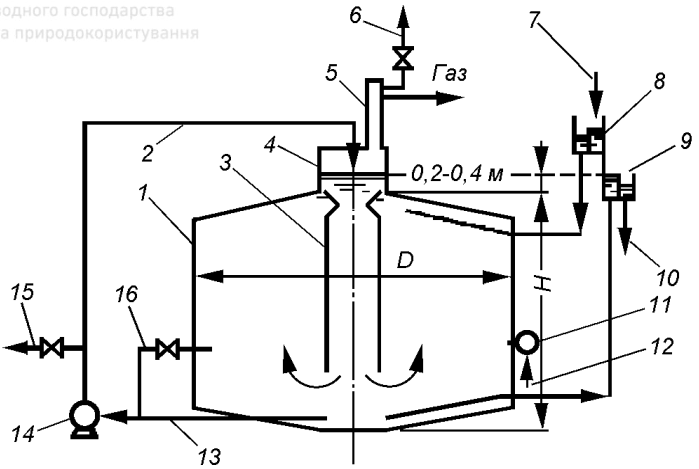


Рис. 14.29. Схема метантенка з технологічними трубопроводами:
1 - резервуар метантенка; 2 - напірний трубопровід для подачі осаду на перемішування; 3 - центральна труба; 4 - горловина метантенка; 5 - газовий ковпак; 6 - газова свічка для випуску газу в атмосферу; 7 - зброджуваний осад; 8 - завантажувальна камера; 9 - вивантажувальна камера; 10 - зброджений осад; 11 - інжектор для підігрівання осаду в метантенку; 12 - пара; 13 - всмоктувальний трубопровід спорожнення метантенка; 14 - насос для перемішування вмісту метантенка та його спорожнення; 15 - напірний трубопровід спорожнення метантенка; 16 - всмоктувальний трубопровід осаду, який подається на перемішування

У типових проектах ТП 902-5-15.86 - ТП 902-5-18.86 вивантажувальні камери влаштовуються на конічному перекритті кожного метантенка, безпосередньо біля горловини (рис. 14.31). Кожна камера має три відділення з рухомими водозливами, куди по трубам надходить зброджений осад із трьох різних рівнів метантенка. Ці самі водозливи визначають і рівень осаду в горловині метантенка. Завантаження метантенка здійснюється по напірному трубопроводу під рівень зброджуваного осаду.

Метантенки завантажуються періодично чи безперервно, почергово чи одночасно, що визначається, головним чином, режимом відкачування осаду з первинних відстійників. На крупних очисних станціях метантенки завантажуються та вивантажуються безперервно.

Метантенк повинен мати систему трубопроводів для спорожнення й промивання всіх робочих трубопроводів технічною водою.

Як вже зазначалося, **перемішування вмісту метантенків** здійснюється з метою ефективного використання всього його об’єму, виключення можливості утворення мертвих зон, запобігання розшаровуванню осаду, від-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

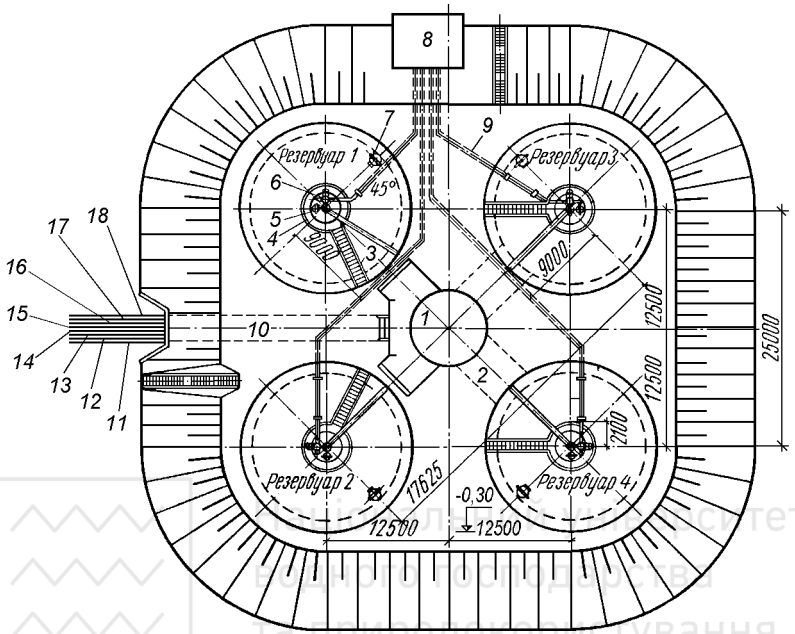


Рис. 14.30. Генплан вузла з чотирьох метантенків діаметром 15 м:
1 - приміщення управління метантенками; 2 - галерея; 3 - трап; 4 - місток обслуговування; 5 - гідроелеватор; 6 - газовий ковпак; 7 - люк-лаз; 8 - кіоск приладів газової мережі; 9 - газопровід; 10 - тонель; 11 - трубопровід для випуску осаду на мулові майданчики; 12 - водопровід; 13 - каналізація; 14 - трубопровід для подачі сирого осаду первинних відстійників; 15 - трубопровід для подачі надлишкового активного мулу; 16 - конденсатопровід; 17 - паропровід; 18 - паропровід до кіоску газової мережі

кладанню піску й утворенню кірки, вирівнювання температурного поля. Крім цього переміщування повинно сприяти вирівнюванню концентрацій метаболітів, що утворюються в процесі зброджування, а також концентрацій токсичних речовин, що можуть міститися у зброджуваному осаді, підтриманню щільного контакту між бактеріальною масою та субстратом. Перемішування осаду в метантенках може здійснюватись декількома способами (рис. 14.32):

1. Гідроелеваторами, в яких робочою рідиною служить осад, що подається насосом із нижньої зони метантенка;
2. Пропелерними мішалками з вертикальною віссю обертання, які розміщуються в центральній трубі усередині метантенка;

Національний університет
водного господарства
та природокористування

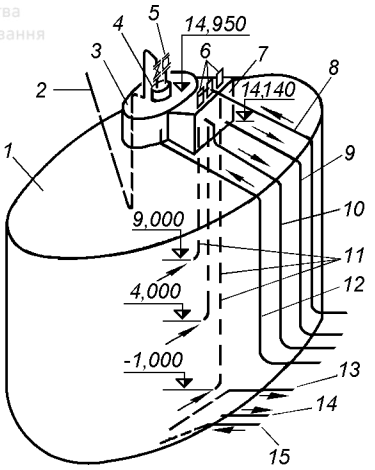


Рис. 14.31. Схема метантенка діаметром 15 м за ТП 902-5-16.86:
1 - резервуар метантенка; 2 - газопровід; 3 - горловина метантенка; 4 - газовий ковпак; 5 - дихальний клапан; 6 - щитові затвори; 7 - вивантажувальна камера; 8 - напірний трубопровід для перемішування вмісту метантенка; 9 - трубопровід для вивантаження зброджених осадів; 10 - переливний трубопровід; 11 - трубопроводи для вивантаження збродженого осаду з різних відміток метантенка; 12 - трубопровід для завантаження осадів в метантенки; 13 - всмоктувальний трубопровід осаду, який подається на перемішування; 14 - всмоктувальний трубопровід інжекторного підігрівача; 15 - напірний трубопровід інжекторного підігрівача

3. Насосами без гідроелеваторів;
4. Рециркуляцією газів бродіння за допомогою компресорів;
5. За допомогою пристроїв для підігрівання осаду в метантенку.

У старих конструкціях метантенків перемішування здійснюється першими двома способами. Перемішування за допомогою гідроелеваторів (рис. 14.29) є досить надійним і ефективним, однак через низький коефіцієнт корисної дії йому властива підвищена витрата електроенергії. Тому гідроелеватори використовують у метантенках місткістю до 1700 м^3. Для нормальної роботи за умови достатнього тиску, що створюється насосом перемішування, рівень осаду повинен підтримуватись на 0,3-0,4 м вище лійки гідроелеватора. Пропелерні мішалки, у порівнянні із гідроелеваторами, значно скорочують витрату електроенергії й виключають необхідність влаштування багатьох комунікацій (рис. 14.28). Зброджувана маса за допомогою робочого колеса пропелерного типу забирається з верхньої і подається в нижню частину метантенка по центральній напірній трубі, що і створює циркуляцію осаду в споруді. Однак експлуатація мішалок ускладнюється періодичним виходом з ладу опі-

Національний університет водного господарства та природокористування

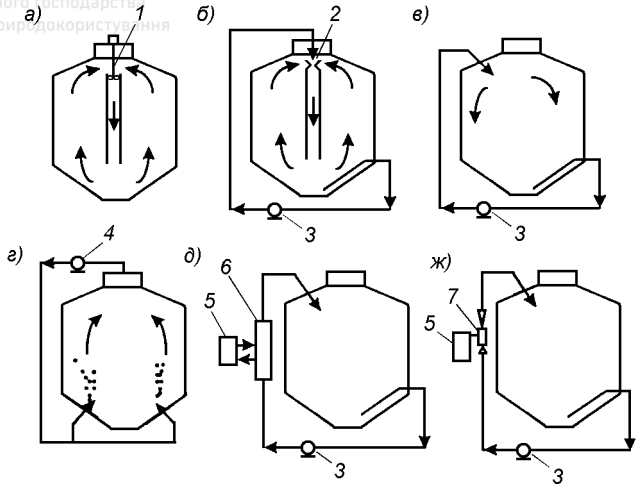


Рис. 14.32. Способи перемішування осаду в метантенках:
а) - механічною мішалкою; б) - гідроелеватором; в) - насосом; г) - рециркуляцією біогазу; д) - насосом, що подає осад через теплообмінник; ж) - насосом, що подає осад через паровий інжектор; 1 - механічна мішалка в центральній трубі; 2 - гідроелеватор в усті центральної труби; 3 - насос; 4 - компресор; 5 - теплогенеруюча установка; 6 - теплообмінник; 7 - паровий інжектор

рних і радіальних підшипників. Крім цього мішалки мають велику вагу, що ускладнює їх ремонт.

У нових конструкціях метантенків переміщування здійснюють насосами, які забирають осад із низу конусного дна і подають у верхню частину (горловину) споруди (рис. 14.31). Ці ж насоси використовуються для подачі зброженого осаду на мулові майданчики чи у цех зневоднення осаду. Для обслуговування декількох метантенків влаштовується спільна насосна станція (рис. 14.33).

Перемішування осаду в метантенках здійснюють на протязі 2-5 годин у добу. В метантенках відбувається також і природне перемішування осаду, зумовлене виділенням та підйомом бульбашок газів. Поєднання цього явища з частим або тривалим завантаженням метантенка, замість завантаження його великими порціями, дозволяє зменшити витрати на перемішування осаду.

В останні роки знаходить застосування спосіб перемішування вмісту метантенків біогазом, який відбирається з газгольдерів чи безпосередньо з горловин метантенків. За допомогою компресорів біогаз подається в метантенки з інтенсивністю 0,8 $м^3/(м^2.год)$ через дифузори чи у вертикальну трубу, встановлену в центрі (газліфтний метод перемішування) [11]. Завдяки по-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

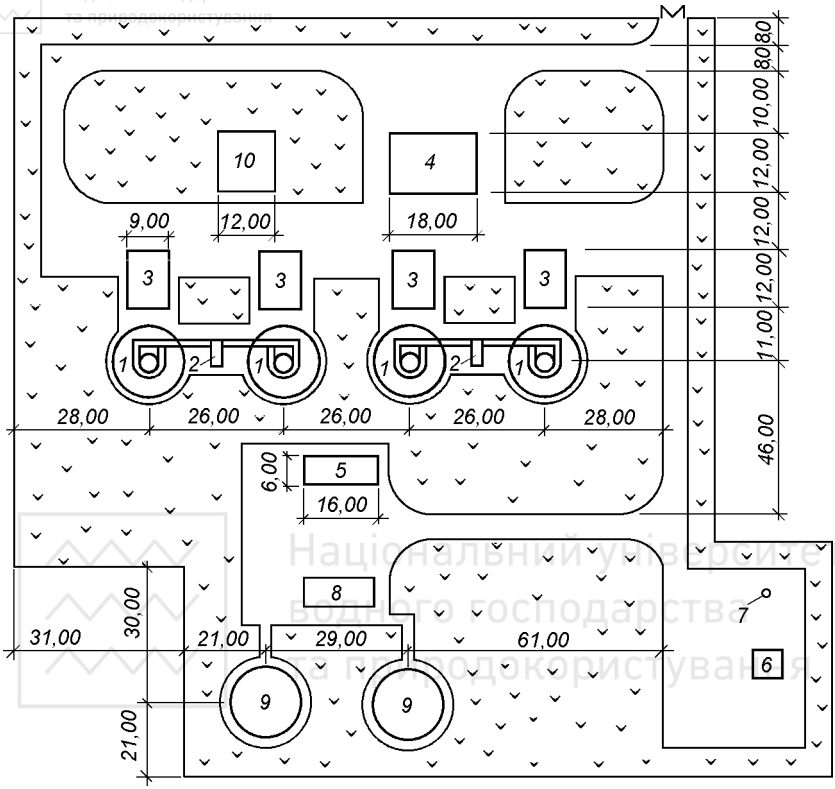


Рис. 14.33. Генплан метантенків діаметром 15 м:
1 - резервуари метантенків; 2 - башти обслуговування; 3 - інжекторні; 4 - насосна станція перемішування; 5 - газозбірний пункт; 6 - пункт управління газової свічки; 7 - газова свічка; 8 - пункт управління газгольдерами; 9 - газгольдери

тужному рециркуляційному ефекту перемішування осаду біогазом дозволяє застосовувати метантенки з невеликим похилом дна. Перемішування біогазом супроводжується також збільшенням концентрації в осаді розчиненої вуглекислоти - акцептора водню, яка знижує його парціальний тиск і завдяки цьому поліпшує умови життєдіяльності метанових бактерій та збільшує вихід біогазу.

Підігрівання осаду в метантенках здійснюють з метою підтримання у ньому температур, оптимальних для мезофільного чи термофільного режимів зброджування. Більша частина теплової енергії використовується на підігрівання завантажуваного осаду, менша - припадає на компенсацію втрат теп-

Національний університет
ла через огороджуючі конструкції. Для зменшення втрат тепла метантенки старих конструкцій обваловувалися землею. У нових конструкціях метантенків теплоізоляція виконується з мінераловатних плит покритих тонколистовою оцинкованою сталлю. За кордоном для теплоізоляції часто влаштовують спеціальну стінку з пустотілої цегли чи блоків, яка знаходиться на відстані 20 см від стіни метантенка.

Пристрої для підігрівання осаду можна поділити на дві групи: пристрої для підігрівання осаду перед його надходженням у метантенки і пристрої, які подають тепло безпосередньо в метантенки. Підігрівання осаду в метантенку може здійснюватись:

1. Впусканням у метантенки гострої пари за допомогою пароструминних інжекторів (тиск пари 0,2-0,4 МПа);
2. Подачою пари у всмоктувальний трубопровід насоса, що перемішує осад в метантенку;
3. У теплообмінниках, розміщених перед метантенками (доцільно як теплоносій використовувати ще і осад, зброджений в метантенках);
4. Подачою гарячої води чи пари по змійовикам, розміщеним усередині метантенків (цей спосіб застосовується в метантенках старих конструкцій).

На підігрівання 1 м^3 осаду на 1 °С витрачається в середньому 1300 ккал тепла.

Підігрівання осаду в метантенках старих конструкцій здійснюється за допомогою парових інжекторів (рис. 14.28), які встановлюються в камерах управління (по одному інжектору на кожен метантенк). Забираючи осад із метантенка й подаючи суміш осаду та пари знову в метантенк по дотичній до стінки, паровий інжектор забезпечує також і часткове перемішування осаду. Паровий інжектор, зображений на рис. 14.34, має продуктивність за парою 2 т/год, а за 1 год через нього проходить до 200 м^3 осаду. У нових проектах інжектори встановлюються в спеціальних інжекторних чи в галереї управління по одному на кожен метантенк. На інжектори подають пару низького тиску з температурою 100-112 °С. У зимовий період інжектор працює 11-13, а в літній - 3-4 години на добу.

У закордонній практиці часто застосовують двоступінчасте підігрівання завантажуваного осаду: спочатку у теплообміннику «осад-зброджений осад», а далі - в теплообміннику «осад-гаряча вода». Конструкція метантенка, типового для країн Західної Європи, наведена на рис. 14.35.

У районах із середньорічною температурою повітря понад +6 °С можуть застосовуватись **двоступінчасті метантенки**, перший ступінь яких являє собою закриті метантенки, що обігріваються, а другий - відкриті резервуари. На другому ступені осади не зброджуються, а ущільнюються. Ступінь розпаду беззольної речовини осаду в двоступінчастих метантенках не перевищує ступінь розпаду, який досягається в одноступінчастих метантенках

Національний університет
водного господарства
та природокористування

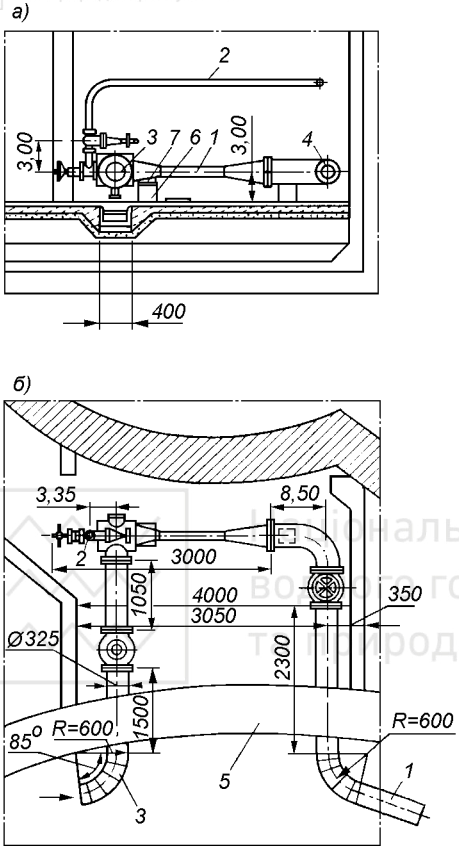


Рис. 14.34. Схема встановлення парового інжектора: а) - розріз; б) - план; 1 - паровий інжектор; 2 - паропровід; 3 - трубопровід для забору осаду з метантенка; 4 - трубопровід для подачі підігрітого осаду в метантенк; 5 - стінка метантенка; 6 - стовпчик з цегли; 7 - опірна плита

такого самого об'єму. Однак процес бродіння в них відбувається більш стійко, а об'єм зброджeного осаду зменшується приблизно у два рази за рахунок його ущільнення та відділення мулової води.

Метантенки першого ступеню розраховуються за звичайною методикою для мезофільного режиму зброджування; доза завантаження метантенків другого ступеню приймається такою, що дорівнює 4 %. Метантенки другого ступеню являють собою відкриті земляні резервуари, облицьовані бетоном чи каменем. Глибина резервуарів невеликих розмірів приймається в межах 3-5 м; при більших розмірах глибина приймається до 5-12 м. Метантенки другого ступеню обладнуються механізмами для згрібання утворюваної кірки. Випуск

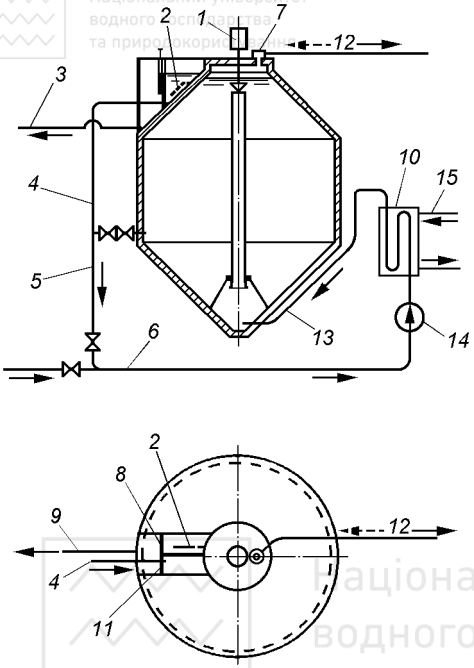


Рис. 14.35. Метантенк з механічним перемішуванням і підігріванням гарячою водою [1]
1 - мішалка з електроприводом; 2 - випуск кірки; 3 - зброджений осад; 5 - рециркуляція осаду; 6 - ущільнений сирий осад; 7 - газовий ковпак; 8, 11 - шибери; 9 - видалення зброженого осаду й кірки; 10 - теплообмінник; 12 - біогаз; 13 - подача осаду в метантенк; 14 - насос; 15 - гаряча вода

Національний університет водного господарства та природокористування

із них мулової води здійснюється на різних рівнях, видалення ущільненого осаду вологістю 92-94 % здійснюється із збірного приямка.

У Харківському відділенні НДІ ВОДГЕО розроблена конструкція метантенка, яка забезпечує одночасне здійснення процесів зброджування та ущільнення осаду. Виконані дослідження показали, що в такому метантенку можна відділити до 50 % (від загального об'єму осаду) мулової води з концентрацією завислих речовин до 4 г/л, за рахунок чого зменшити вологість зброженого осаду додатково на 1,5-2 %. Для ущільнення зброженого осаду виділяється до 10-15 % загального об'єму метантенка.

В районах із середньозимовою температурою найбільш холодного місяця року біля -5 °С може застосовуватись одноступінчасте зброджування у відкритих метантенках без підігрівання.

14.4.2.5. Використання газу метантенків

Біогаз, що виділяється в метантенках при анаеробному зброджуванні осадів міських стічних вод, складається, головним чином, із метану CH_4 та вуглекислого газу CO_2, - вміст цих газів за об'ємом складає відповідно 65-70

і 25-30 %. Крім цього, у біогазі в невеликих кількостях можуть міститись й інші гази: 2-4 % CO, до 1 % N, до 0,3 % O_2, а також до 1,5 % різних вуглеводнів (крім метану) і невелика кількість сірководню H_2S. Склад біогазу, що утворюється на деяких очисних станціях, наведений в табл. 14.17.

Таблиця 14.17

Середньорічний склад газу метантенків [21]

Очисна станція	Склад газу, %				Густина газу, кг/м^3	Теплотворна здатність, ккал/м^3
	CH_4	CO_2	N	O_2		
Бортничська, (Київ)	64,3-69,35	28,9-32,75	1,6-2,5	0,3-0,55	1,05-1,07	5102-5478
Кур'янівська, (Москва)	63,4-64,5	32,5-33,5	2,2-2,8	0,3-0,4	1,065-1,08	5019-5106
Люблінська, (Москва)	61,7-64	34,1-34,9	1,6-3	0,2-0,5	1,07-1,08	4600-5100

За температури 0 °С об'ємна вага біогазу складає 1,17 кг/м^3, а за температури 20 °С - 1,07 кг/м^3 (тиск 760 мм.рт.ст.). Вологість біогазу, який відводиться з метантенка складає 92-97 %. Коефіцієнт нерівномірності виходу біогазу становить 1,5-2. Суміш біогазу з повітрям у співвідношенні 1:6-1:15 є вибухонебезпечною.

За СНиП 2.04.03-85 теплотворну здатність біогазу слід приймати рівною 5000 ккал/м^3 (20,65 МДж/м^3). Використання 1 м^3 біогазу при ККД 100 % дає економію 0,714 кг умовного палива. Тому основним напрямком утилізації біогазу в наш час є спалювання його в котельних очисних станцій і використання отримуваного тепла для підігрівання осаду в метантенках. На жаль, станом на 1998 р. в Україні біогаз використовувався лише на двох очисних станціях. Є досвід використання біогазу як палива для дизель-повітродувок і дизель-генераторів на ряді очисних станціях у США, Англії і ФРН. Це покриває до 70 % енергетичних витрат систем аерації.

На установки для використання газу метантенків у котельнях каналізаційних очисних споруд розроблені типові проектні рішення 902-09-27.85. Установки рекомендується застосовувати на очисних станціях продуктивністю понад 50 тис. м^3/добу. Технологічні схеми установок однотипні для метантенків з виходом біогазу від 1080 до 8800 м^3/добу і включають: газові мережі, розміщені окремо газозбірний пункт, газгольдери, пункти управління газгольдерами і газовою свічкою, а також газогорілочні пристрої.

Для використання газу метантенків прокладаються **газові мережі** - від метантенків до газозбірників і далі до пунктів використання газу. Газові мережі низького тиску влаштовують із стальних труб, з'єднаних зварюванням, із посиленою антикорозійною ізоляцією. Вони прокладаються у землі

нижче глибини промерзання грунту (глибше 0,9 м) або по поверхні землі з теплоізоляцією. Швидкість руху газу в газопроводах приймають не більше 10 м/с.

По газовій мережі біогаз надходить у газозбірний пункт, призначений для збирання біогазу від різних метантенків і визначення його витрати, а також для відділення від нього надлишкової вологи. Конденсат, який відводиться із вологовідділювача, збирається в зливний бак звідки, по мірі наповнення, відкачується ручним насосом.

Для регулювання тиску та зберігання біогазу влаштовуються **мокрі газгольдери**, місткість яких розраховується на 2-4 годинний вихід газу, а тиск під ковпаком складає 1,5-2,5 кПа. Мокрі газгольдери ємністю 100, 300, 600, 1000, 3000 і 6000 м^3 (табл. 14.18) складаються із двох основних частин: стального резервуара, заповненого водою, і рухомого дзвону, який плаває у резервуарі й переміщується відносно стінок останнього на роликах по направляючим. Вага дзвону врівноважується протитиском газу. Завдяки цьому при зміні об'єму газу під дзвоном тиск у газгольдері і в газовій мережі залишається постійним.

Таблиця 14.18

Основні розміри типових газгольдерів

Типовий проект	Об'єм, м^3	Внутрішній діаметр, м		Висота, м		
		резервуара	дзвону	газгольдера	резервуара	дзвону
ТП 7-07-01/66	100	7,4	6,6	7,45	3,45	3,4
ТП 7-07-02/66	300	9,3	8,5	12,5	5,92	6,88
ТП 7-07-03/66	600	11,48	10,68	15,4	7,39	7,61
ТП 707-2-5	1000	14,5	13,7	15,4	7,39	7,61
ТП 707-2-6	3000	21,05	20,25	20,1	9,8	9,9
ТП 707-2-7	6000	26,9	26,1	24,2	11,75	12,05

Зазвичай газгольдери встановлюються на тупиковому відгалуженні газової мережі (рис. 14.36) й заповнюються технічною водою. Для запобігання замерзанню в зимовий період газгольдери обладнуються системою опалення. Передбачається також можливість спорожнення газгольдерів.

У пунктах управління газгольдерами розміщені газопроводи, арматура, прилади контролю та управління електрифікованими засувками, включеними в систему подачі газу в котельну чи на газову свічку. Газова свічка призначена для спалювання неутилізованого біогазу й застосовується в аварійних ситуаціях, а також при відсутності потреби в біогазі. Для спалювання біогазу в котельнях використовують парові котли типу ДКВР-2,5-13, ДКВР-4-13, ДКВР-6,5-13 і Е-1/9-Г1, а також у секційні котли «Мінськ-1» і «Універсал-6М».

Національний університет
водного господарства
та природокористування

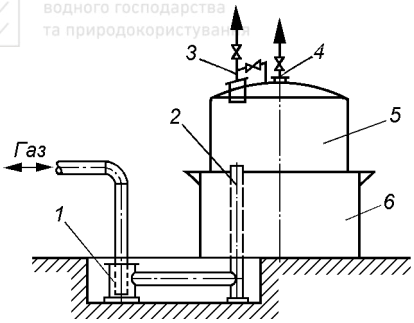


Рис. 14.36. Схема підключення мокрого газгольдера:
1 - гідравлічний затвор; 2 - газовий стояк; 3 - перепускний пристрій; 4 - центральна продувочна труба; 5 - дзвін; 6 - резервуар

Біогазові установки вибухонебезпечні, тому при їх розміщенні на території очисної станції слід передбачити наступні розриви: від газозбірного пункту метантенків до пункту управління газгольдерами - не менше 20 м; між газгольдерами - по діаметру газгольдера; від газової свічки до будь-якої вибухонебезпечної споруди - 10 м; від котельної до будь-якої із споруд газового господарства - 24 м. Територія метантенків огороджується. Відстань від них до основних споруд очисної станції, внутрішніх автомобільних доріг і залізничних шляхів повинна складати понад 20 м, а до високовольтних ліній - не менше 1,5 висоти опори.

14.5. Кондиціонування осадів

Кондиціонування - це покращання водовіддачі осадів шляхом зміни їх структури й форм зв'язку вологи з частинками твердої фази перед зневодненням чи утилізацією. Зазвичай осади кондиціонують перед зневодненням на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах чи центрифугах, а в окремих випадках - на мулових майданчиках. Метод кондиціонування в значній мірі визначає продуктивність апаратів для зневоднення осаду, забрудненість мулової води та кінцеву вологість зневодненого осаду.

Кондиціонування осаду може здійснюватись реагентними та безреагентними методами.

При реагентному кондиціонуванні осадів застосовують мінеральні коагулянти й органічні флокулянти. До реагентних відносять також метод зневоднення осаду за допомогою присаджувальних матеріалів (допоміжних речовин).

До безреагентних методів кондиціонування осадів відносять: промивання і ущільнення осадів; високотемпературну обробку, заморожування-танення; ультразвукову чи магнітну обробку осадів.

У наш час на вітчизняних очисних станціях осади найчастіше кондиціонують промиванням, ущільненням із наступною реагентною обробкою; закордоном знайшли застосування також методи високотемпературної обробки та заморожування-танення.

14.5.1. Промивання і ущільнення осадів

Зменшення питомого опору осадів фільтрації при їх промиванні досягається завдяки видаленню з них колоїдних і мілкодисперсних частинок, а також зменшення лужності осадів. Промивання найбільш ефективне для анаеробно зброджених осадів із питомим опором фільтрації понад 1000.10^{10} см/г. З цієї причини не здійснюють промивання осадів сирих, аеробно стабілізованих чи анаеробно зброджених у двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнивачах.

Промивання осадів здійснюється технічною водою, в якості якої застосовують біологічно очищену стічну воду. Кількість промивної води складає 1-4 $м^3$ на 1 $м^3$ осаду й залежить від режиму зброджування, співвідношення в суміші між сирим осадом і активним мулом. Кількість промивної води визначають за емпіричною формулою

$$q_{пв} = \lg(r.10^{-10}) - 1{,}8, м^3 / м^3, \qquad (14.11)$$

де r - питомий опір осаду фільтрації до його промивання, см/г.

За відсутності даних про питомий опір осаду фільтрації кількість промивної води приймають ($м^3/м^3$): для збродженого сирого осаду - 1-1,5; для суміші сирого осаду й надлишкового активного мулу, збродженої в мезофільних умовах - 2-3, а в термофільних умовах - 3-4.

Промивання осаду здійснюють у спеціальних резервуарах (не менше двох) на протязі 15-20 хв при безперервному перемішуванні. Промивні резервуари повинні мати пристрої для видалення спливаючих домішок і спорожнення. При перемішуванні повітрям його витрата визначається з розрахунку 0,5 $м^3$ на 1 $м^3$ суміші.

Ущільнення суміші промитого осаду та відділення мулової води здійснюють у не менш ніж у двох радіальних (іноді - в горизонтальних) мулозгущувачах. Тривалість перебування суміші осаду й промивної води в робочій зоні мулозгущувача приймають 12-18 і 20-24 год відповідно для мезофільного та термофільного режимів зброджування; об'єм мулової частини мулозгущувачів розраховують на зберігання там осаду вологістю 94-96 % на протязі 2 діб. Варіант розміщення споруд для промивання та ущільнення промитого осаду наведений на рис. 14.37. Промивні резервуари тут розміщені в спеціальному приміщенні - камері промивання осаду. Там само розміщений резервуар мулової води, а також насоси: відцентрові, призначені для перекачуван-

Національний університет
водного господарства
та природокористування

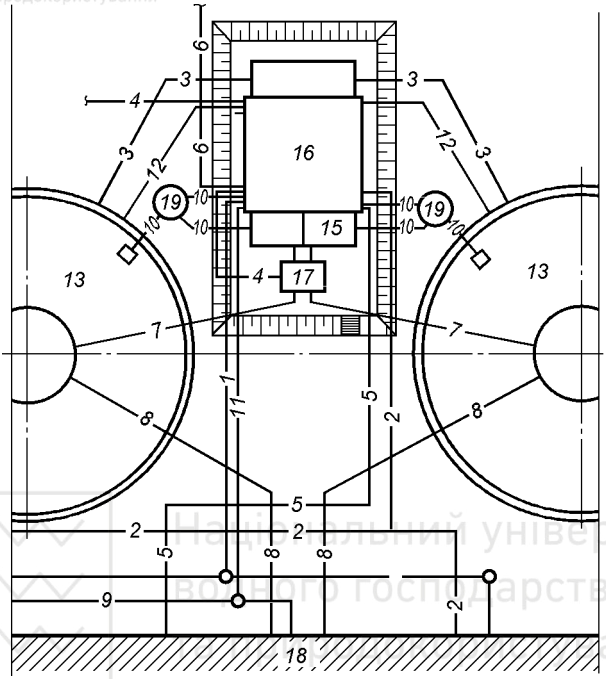


Рис. 14.37. Вузол камери промивання й ущільнювачів промитого осаду:
1 - технічний водопровід; 2 - стиснене повітря; 3 - самопливний трубопровід мулової води; 4 - напірний трубопровід мулової води; 5 - фільтрат; 6 - зброджений осад із метантенків; 7 - мулова суміш; 8 - промитий зброджений осад; 9 - осад на мулові майданчики; 10, 11 - плаваючі речовини; 12 - спорожнення мулозгущувачів; 13 - мулозгущувачі; 14 - камера промивки осаду; 15 - резервуар промивки осаду; 16 - резервуар мулової води; 17 - камера переключень; 18 - корпус вакуум-фільтрування; 19 - колодязь для плаваючих речовин

ня мулової води в «голову» очисних споруд, і плунжерні - для перекачування промитого ущільненого осаду в цех механічного зневоднення.

В результаті промивання та наступного ущільнення осадів їх питомий опір фільтрації зменшується до $(400\text{-}700).10^{10}$ см/г.

Мілкі частинки, які переходять у промивну воду при промиванні осаду, зумовлюють високу концентрацію в ній завислих речовин (1000-1500 мг/л) і $БПК_{повн}$ (600-900 мг/л). Для зменшення забрудненості промивної води і навантаження на очисні споруди СНиП 2.04.03-85 рекомендується подавати фільтрат від вакуум-фільтрів у мулозгущувачі або замінювати промивну воду

Національний університет водного господарства та природокористування

0,1 %-м розчином хлорного заліза, для приготування якого можна використовувати до 50 % його кількості, необхідної для реагентного кондиціонування осаду. При цьому, як встановив проф. І.С.Туровський, витрата промивної води зменшується в 2 рази, тривалість ущільнення осаду скорочується до 4-6 год, а вміст сухої речовини осаду в промивній воді - у 5-10 разів [3].

14.5.2. Реагентне кондиціонування осадів

Зміна структури та покращання водовіддаючих властивостей осадів за цим методом досягається обробкою їх мінеральними коагулянтами й органічними флокулянтами.

Обробка мінеральними коагулянтами забезпечує агрегацію тонкодисперсних та колоїдних частинок осаду, супроводжується руйнуванням гідратних оболонок, а також зміною форм зв'язку вологи з частинками осаду. Це зменшує питомий опір осадів фільтрації до значень, при яких забезпечується стійка робота зневоднюючого обладнання: $(10\text{-}60).10^{10}$ - для зброджених і $(5\text{-}50).10^{10}$ см/г - для сирих осадів стічних вод.

Для кондиціонування осадів використовуються наступні мінеральні коагулянти: $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $FeSO_4$, $Al_2(SO_4)_3$, негашене CaO і гашене вапно $Ca(OH)_2$. Дози реагентів обчислюються у відсотках від маси сухої речовини осаду й залежать від виду осаду, методу його попередньої обробки та способу наступного зневоднення. Чим більший ступінь дисперсності твердої фази і лужність осаду, тим більше реагентів потрібно для його коагуляції. Дози реагентів для зброджених осадів більші, ніж для сирих; дози реагентів для термофільно зброджених осадів більші, ніж для мезофільно зброджених; дози реагентів для мезофільно зброджених осадів більші, ніж для аеробно стабілізованих осадів.

Із перелічених коагулянтів найбільш ефективним є хлорне залізо. При його застосуванні pH осаду зменшується до 4-5, тобто до значення, що відповідає ізоелектричній точці білкових речовин. Завдяки явищу синергізму більш ефективною є обробка осадів послідовно коагулянтами та вапном. Нейтралізуючи кислоти, які утворюються внаслідок гідролізу коагулянтів, вапно вступає в хімічні реакції з кислотами та органічними речовинами, що містяться в осадах. При цьому в 2 рази скорочується витрата власне коагулянтів, припиняється гниття осаду й розповсюдження запахів. Одночасно вапно відіграє роль присаджувального матеріалу, який змінює й підвищує жорсткість структури осаду. З цієї причини застосування хлорного заліза чи інших коагулянтів у поєднанні з вапном отримало найбільше поширення в практиці кондиціонування осадів перед механічним зневодненням.

Орієнтовні дози коагулянтів для кондиціонування осадів перед зневодненням на вакуум-фільтрах можна визначити за емпіричною формулою,

Національний університет водного господарства та природокористування

яка враховує питомий опір фільтрації вихідного осаду, його лужність і вологість [3]

$$Д = K(\sqrt{R} + \sqrt{W.0{,}001Л}) / C, \qquad (14.12)$$

де $Д$ - доза коагулянту, % маси сухої речовини осаду; K - коефіцієнт, який залежить від виду й хімічного складу коагулянту, а також від типу осаду; $R = r.10^{-10}$ - питомий опір осаду фільтрації, см/г; W - вологість осаду, %; C - концентрація сухої речовини осаду, %; $Л$ - лужність осаду до коагуляції, мг/л.

Для сирого та зброджeного осадів при коагулюванні хлорним залізом коефіцієнт K = 0,25. При коагулюванні хлорним залізом і вапном, доза вапна (за CaO) також визначається формулою (14.12): для зброджeного осаду K = 0,25, для сирого осаду й надлишкового активного мулу K = 0,30. Доза хлорного заліза в цьому випадку складає 30-40 % визначеної дози в перерахунку на CaO. При відсутності даних про питомий опір осадів фільтрації дозу коагулянтів приймають за даними, наведеними в табл. 14.19.

Таблиця 14.19

Витрата коагулянтів для кондиціонування осадів перед зневодненням на вакуум-фільтрах [7]

Осади	Доза коагулянту, % маси сухої речовини осаду	
	$FeCl_3$	CaO
Зброджений осад первинних відстійників	3-4	8-10
Зброджена промита суміш осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу	4-6	12-20
Сирий осад первинних відстійників	1,5-3	6-10
Суміш сирого осаду первинних відстійників і ущільненого надлишкового активного мулу	3-5	9-13
Ущільнений надлишковий активний мул з аеротенків	6-9	17-25

Примітки: 1. Більші значення доз реагентів належать приймати для осаду, збродженого в термофільному режимі.

2. При зневоднюванні аеробно стабілізованого осаду доза реагентів на 30 % менша дози для мезофільно збродженої суміші.

3. Доза $Fe_2(SO_4)_3$ у всіх випадках збільшується в порівнянні з дозами хлорного заліза на 30-40 %.

4. При зневодненні осаду в камерних фільтр-пресах доза вапна у всіх випадках приймається більшою на 30 %.

Мінеральні коагулянти зазвичай дозуються у вигляді 10 %-х розчинів чи суспензій. Вони поставляються на очисні станції в твердому вигляді чи у

Національний університет
вигляді концентрованих розчинів. Коагулянти, особливо хлорне залізо, викликають корозію металів. Тому вони повинні поставлятися в стальних барабанах, покритих всередині лаком етиноль, у поліетиленовій тарі, дерев'яних бочках, в гумованих цистернах чи у титанових резервуарах. Коагулянти можуть зберігатися безпосередньо в тарі чи в резервуарах з антикорозійним покриттям, об'єм яких розраховується на зберігання 15-20-добового запасу розчину 30-45 %-ї концентрації. При поставці коагулянтів у залізничних цистернах об'єм резервуарів повинен розраховуватись на приймання всієї поставки або повинні проектуватись прирейкові склади-ємності.

Ефективним замінником мінеральних коагулянтів можуть бути відходи деяких виробництв, що містять у своєму складі хлорне чи закисне сірчанокисле залізо: травильні розчини електромеханічних заводів, відходи виробництв брому й хлору або інших виробництв. Так, наприклад, вміст $FeCl_3$ у плаві Березниківського хімкомбінату складає 57,8 %, а в хлоридному плаві Запорізького титано-магнієвого комбінату - 6-11 % [3]. Дози цих реагентів звичайно у 1,5-2 рази вищі, ніж хлорного заліза, але їх вартість набагато менша.

Технологічна схема реагентного кондиціонування зброджених осадів стічних вод представлена на рис. 14.38. При кондиціонуванні сирих осадів схема значно спрощується за рахунок виключення з неї споруд для промивки й ущільнення промитого осаду.

Не дивлячись на широке розповсюдження, кондиціонування осадів мінеральними коагулянтами має, однак, і суттєві недоліки. Це, перед усім, велика доза коагулянтів і значна їх вартість. Крім того, через велику корозійну здатність викликають певні труднощі при їх транспортуванні, зберіганні, приготуванні й дозуванні. Певні труднощі виникають і при утилізації зневоднених осадів, які вміщують багато заліза. Тому все широке застосування, особливо закордоном, знаходять органічні синтетичні флокулянти, які забезпечують високу ефективність кондиціонування й зменшують кошти на експлуатацію установок зневоднення осадів.

Синтетичні органічні флокулянти являють собою лінійні водорозчинні макромолекули із ступенем полімеризації до $(50\text{-}200).10^3$. За своїми фізико-хімічними властивостями вони поділяються на неіоногенні та іоногенні (аніонні й катіонні). Механізм дії флокулянтів полягає в прискоренні процесу утворення колоїдних структур і в підвищенні їх міцності, а також у зв'язуванні цих структур у більш крупні агрегати.

Вибір оптимального типу флокулянта для конкретного виду осаду здійснюється шляхом порівняння дії різних зразків. Зазвичай, при кондиціонуванні осадів з великим вмістом органічних речовин (зольність 25-50 %) доцільно застосовувати тільки катіонні флокулянти; для осадів із зольністю 55-65 % слід комбінувати катіонні й аніонні флокулянти; для осадів зольністю

Національний університет
водного господарства
та природокористування

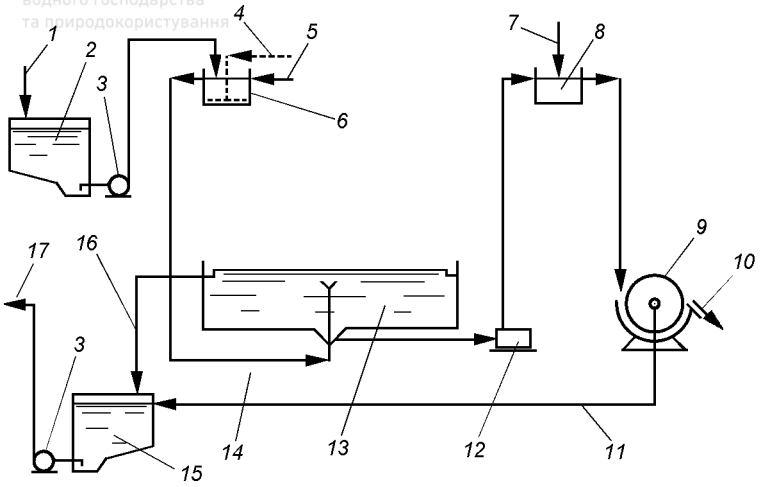


Рис. 14.38. Схема реагентного кондиціонування зброджених осадів
1 - зброджений осад; 2 - резервуар-накопичувач осаду; 3 - насос; 4 - повітря; 5 - промивна вода; 6 - камера промивки осаду; 7 - реагенти; 8 - змішувач; 9 - вакуум-фільтр; 10 - кек; 11 - фільтрат; 12 - плунжерний насос; 13 - мулозгущувач; 14 - промитий осад; 15 - резервуар-накопичувач мулової води; 16 - мулова вода; 17 - подача мулової води в «голову» очисних споруд

65-70 % використовуються виключно аніонні флокулянти. Флокулянти вводяться в осади у вигляді розчинів із концентрацією за активною частиною сухої речовини 0,01-0,5 %.

Вітчизняна промисловість випускає катіонні флокулянти марок ВПК-101, ПЭИ, ППС, ПАА, ВА, ВА-2, ВА-3 й ін. Ведучі світові фірми-поставники («Штокхаузен», «Еллайд Коллоідз», «Налко», «Дау» й ін.) випускають широкий спектр флокулянтів, що дозволяє вибрати оптимальну марку для будь-якого типу осаду.

Найчастіше флокулянти використовуються при зневодненні осадів стічних вод на центрифугах. Доза флокулянта при цьому складає 0,05-0,2 - для сирих і 0,15-0,4 % маси сухої речовини осаду - для зброджених осадів. Вологість зневоднених осадів при цьому становить 74-80 % - для сирих, 72-80 % - для зброджених осадів і 82-88 % - для активного мулу.

Задовільні результати дає комбіноване застосування при кондиціонуванні осадів мінеральних коагулянтів і синтетичних флокулянтів. На ряді установок у ФРН в якості присаджувального матеріалу використовують золу, яка утворюється при спалюванні осаду. Це дозволяє збільшити продуктив-

ність фільтр-пресів на 40-50 %. Дослідженнями НДІ ВОДГЕО встановлено, що продуктивність вакуум-фільтрів збільшується у 2-3 рази при змішуванні сирих осадів із золою і наступним кондиціонуванням суміші хлорним залізом і вапном.

14.5.3. Теплова обробка осаду

Теплова обробка розглядається у наш час, як найбільш перспективний метод безреагентного кондиціонування, який забезпечує повну стабілізацію органічної речовини, стерилізацію осадів і дозволяє відмовитись від їх зброджування.

Теплова обробка полягає в нагріванні осаду до 170-200 °С та витримуванні його при цій температурі протягом 0,5-2 год у закритих ємностях типу автоклавів. При цьому до 40 % сухої речовини осаду переходить у розчинний чи газоподібний стан, а осад стає стерильним і набуває хороших водовіддаючих властивостей внаслідок різкого зменшується його питомого опору фільтрації з $(800\text{-}2500).10^{10}$ до $(5\text{-}30).10^{10}$ см/г. Після теплової обробки осад швидко ущільнюється до вологості 92-94 %, а далі легко зневоднюється до вологості 65-70 % на вакуум-фільтрах чи фільтр-пресах.

Ступінь розпаду беззольної речовини при тепловій обробці осаду залежить від його виду й температури процесу (табл. 14.20). Розпаду піддаються всі основні класи органічних речовин, що входять до складу осаду: макромолекули гідролізуються до простих складових, білки - до амінокислот, жири - до вільних жирних кислот і стиролів, крохмаль - до нижчих сахарів. Найлегше розпадається крохмаль, а найважче - жири.

Таблиця 14.20

Ступінь розпаду беззольної речовини осаду при тепловій обробці

Вид осаду	Температура, °С	
	170	200
Надлишковий активний мул	48	58
Надлишкова біоплівка	35	50
Суміш сирого осаду з активним мулом	26	37
Зброджений осад	14	34

Метод теплової обробки осаду, названий за прізвищем власника патенту на цей метод «методом Портеуса», був вперше реалізований на практиці в Англії. Далі метод вдосконалювався рядом фірм-поставників обладнання, зокрема фірмами «Фон Ролл» і «Техфіна» (Швейцарія), «Фаррер» (Англія), «Дегремон» (Франція), «Дорр-Олівер» (США) та ін.

Схема теплової обробки осаду за методом Портеуса зображена на рис. 14.39. Насосом високого тиску осад подається в теплообмінник типу «труба в трубі», де протягом 5-10 хв відбувається його нагрівання осадом, що

Національний університет
водного господарства
та природокористування

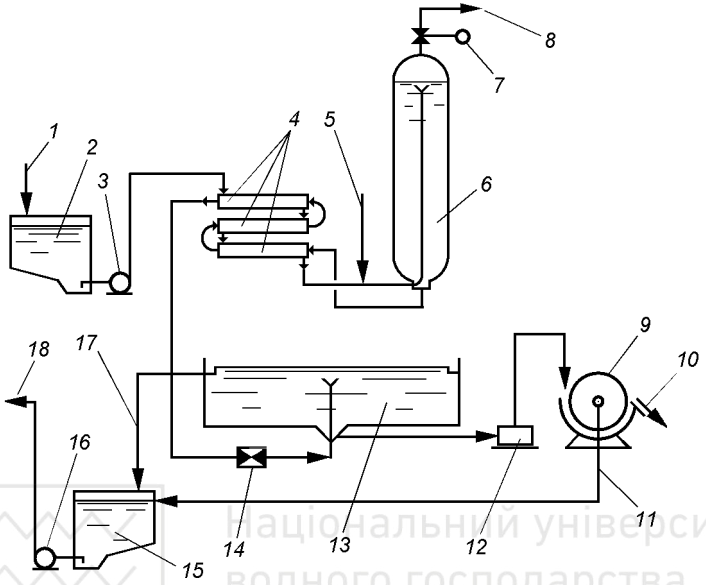


Рис. 14.39. Технологічна схема теплової обробки осадів за методом Портеуса:
1 - подача осаду; 2 - резервуар-накопичувач осаду; 3 - високонапірний насос; 4 - теплообмінник; 5 - подача пару; 6 - реактор; 7 - запобіжний клапан; 8 - парогазова суміш на очистку; 9 - вакуум-фільтр; 10 - кек; 11 - фільтрат; 12 - плунжерний насос; 13 - мулозгущувач; 14 - редукційний клапан для зниження тиску; 15 - резервуар-накопичувач мулової води; 16 - насос; 17 - мулова вода; 18 - подача мулової води в «голову» очисних споруд

вже пройшов теплову обробку. Далі осад і пара, що подається по паропроводу, надходять у реактор, де, власне, і відбувається процес його теплової обробки. Оброблений осад проходить теплообмінник, пристрій для зменшення тиску і далі надходить у мулозгущувач. Ущільнений осад подається на зневоднення плунжерними насосами.

Однак мулова вода, що відводиться з мулозгущувача, має дуже велике значення БПК (до 10-11 г/л), а вміст завислих речовин у ній складає до 3 г/л [23]. Вона являє собою темно-коричневу рідину, до складу якої входять вуглеводи, розчинні поліпептиди, летючі жирні кислоти, амонійний азот. При скиданні такої мулової води в «голову» очисних споруд необхідно на 10-15 % збільшувати потужність аеротенків. З метою зменшення навантаження на очисні споруди мулову воду випаровують у багатокорпусній вакуум-випарній установці або зброджують в метантенках в очищають в аеротенках. Іншим

Національний університет водного господарства та природокористування
недоліком розглядуваного методу є утворення злепахнучих газів, які для дезодорації спалюються в топках печей чи піддаються мокрій та абсорбційній очистці. Крім зазначених, до недоліків методу можна віднести зменшення вмісту в осаді органічних речовин, що зменшує його цінність, як добрива, застосування досить складного дробильного, регулювального й контрольно-вимірювального обладнання, а також насосів, теплообмінників і реакторів, які працюють під великим тиском.

Теплова обробка осаду застосовується на багатьох очисних станціях Америки і Європи. Зокрема, на очисній станції Ашер-III в Парижі працюють 5 самостійних установок теплової обробки осаду продуктивністю за ущільненим осадом 30 $м^3$/год, на новій станції Ашер-IV працює 7 самостійних установок продуктивністю 40 $м^3$/год. У ФРН найбільш крупні установки теплової обробки осадів експлуатуються в Мюнхені (продуктивність за вихідним осадом вологістю 95-95,5 % становить 1000 $м^3$/добу, продуктивність одної установки - 20 $м^3$/год), Маннхаймі (500 $м^3$/добу і 23 $м^3$/год), Аусбурзі (480 $м^3$/добу і 21 $м^3$/год), Боттропі (4000 $м^3$/добу і 35 $м^3$/год) [22]. У свій час були розроблені проекти установок теплової обробки осадів на очисних станціях Харкова, Полтави, Чернігова, Донецька (інститут УкркомунНДІпроект), Горлівки і Львова (інститут Укрпівденкомунбуд) [3], але наразі невідомі дані стосовно їх будівництва чи експлуатації.

14.5.4. Заморожування й танення осаду

При заморожуванні частина зв'язаної вологи переходить у вільну, тверді частинки осаду коагулюють, що призводить до зменшення питомого опору осаду фільтрації до $(1\text{-}6).10^{10}$ см/г. Заморожування здійснюють до 5-10 °С протягом 1-2 год. Після танення осади направляють у мулозгущувачі, а далі на мулові майданчики, де осад відносно швидко зневоднюється до вологості 60-70 %.

Вперше метод вивчався у Великобританії в 1961-1963 рр. при обробці осадів водопровідних станцій. Для заморожування застосовувались аміачні холодильні машини трубчастого типу. Заморожування й танення осаду здійснювалося в одному резервуарі. Фірмою «Лінде» (ФРН) запропонована установка барабанного типу, в якій наморожування осаду здійснюється на поверхню барабана, що обертається в піддоні з вихідним осадом. Наморожений осад знімається з поверхні барабана ножем.

Принципова схема установки НДІКВОВ для штучного заморожування й відтаювання осаду наведена на рис. 14.40. Крім мулових майданчиків, кондиціонований осад можна зневоднювати також і механічним способом - на фільтр-пресах чи вакуум-фільтрах наливного типу (барабанні вакуум-фільтри використовувати не можна, оскільки осад після заморожування-

танення не налипає на фільтрувальну тканину). Витрата енергії на обробку осаду суттєво знижується за рахунок використання внутрішньої рекуперації тепла при переході від режиму заморожування до режиму танення.

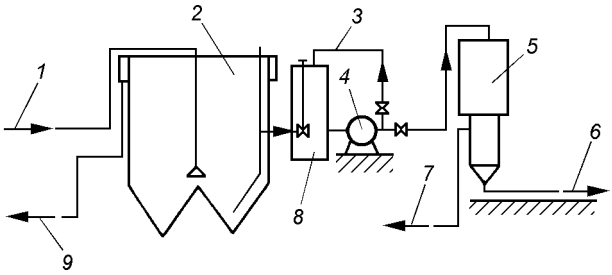


Рис. 14.40. Принципова технологічна схема установки для заморожування й танення осаду [24]:
1 - подача осаду; 2 - ущільнювач осаду; 3 - відведення надлишку осаду; 4 - насос; 5 - льодогенератор із пристроєм для плавлення льоду; 6 - кондиціонований осад; 7 - перелив; 8 - приймальний колодязь осаду; 9 - мулова вода

Метод можна ефективно використовувати при природному заморожуванні осадів у зимовий час. Для цього необхідно: здійснювати пошарове наморожування осаду на мулових майданчиках для його промерзання на всю глибину; видаляти шар снігу з поверхні осаду; забезпечити швидке відведення талої води з поверхні осаду, оскільки при тривалому контакті води й осаду він відновлює свої властивості і знову погано віддає вологу.

14.6. Зневоднення осадів
14.6.1. Зневоднення осадів у природних умовах

Найбільш простим і розповсюдженим способом зневоднення осадів є їх підсушування на мулових майданчиках різноманітних конструкцій. Мулові майданчики складаються з карт, обвалованих із всіх сторін огороджувальними валиками. Розрізняють мулові майданчики на природній основі з дренажем і без дренажу; на штучній асфальтобетонній основі з дренажем; каскадні з осаджуванням і поверхневим видаленням мулової води; майданчики-ущільнювачі.

Механізм дії мулових майданчиків зводиться, головним чином, до наступних процесів: ущільнення осаду та видалення води з його поверхні; фільтрування води через шар осаду й видалення її за допомогою дренажу;

Національний університет
випаровування води з вільної поверхні осаду. В залежності від конструкції майданчика та властивостей осаду зазначені процеси можуть поєднуватися між собою.

На процес зневоднення осаду на мулових майданчиках істотно впливають: температура довкілля, атмосферний тиск і швидкість вітру, кількість атмосферних опадів; фільтраційні властивості дренажу та основи майданчиків; фільтраційні властивості осаду (питомий опір осаду фільтрації); товщина шару осаду, що напускається, і вчасне прибирання підсушеного осаду; оснащеність обладнанням, механізмами й пристроями для прибирання, завантаження, транспортування, а також вивезення осаду.

Кліматичні умови, безумовно, впливають на швидкість зневоднення осаду, але вони не є вирішальними при виборі конструкції мулових майданчиків і навантаження на них. Дослідження, виконані І.Д.Свенвіком (Англія), І.С.Туровським і іншими дослідниками дозволили встановити, що питомий опір осаду фільтрації визначає в значній мірі, як швидкість видалення води з поверхні осадів декантацією та швидкість її випаровування, так і, в кінцевому рахунку, навантаження та продуктивність мулових майданчиків.

На рис. 14.41 наведені криві, які ілюструють вплив питомого опору фільтрації збродженого осаду, вологість якого складає 96,75 %, на швидкість фільтрації й випаровування вологи. За меншого питомого опору фільтрації (190.10^{10} см/г) осад зневоднювався на мулових майданчиках значно швидше (за 30 діб), у той час, як за більшого питомого опору (2900.10^{10} см/г) - зневоднювався значно повільніше (за 110 діб). У першому випадку до 68 % загальної кількості вологи видалялось шляхом фільтрування і лише до 27 % шляхом випаровування; у другому випадку, навпаки, біля 70% вологи видалялось випаровуванням і тільки до 25% - фільтруванням. При цьому на випаровування вологи вимагалося значно більше часу, ніж на фільтрування.

Навантаження на мулові майданчики за сухою речовиною має лінійну залежність від питомого опору фільтрації збродженого осаду (рис. 14.42). Дані Свенвіка добре узгоджуються з даними, отриманими на очисних станціях ряду міст Росії, і мають практичне значення, оскільки дозволяють здійснити вибір типу мулових майданчиків і режиму їх експлуатації в залежності від питомого опору осаду фільтрації: мулові майданчики на штучній піщано-гравійній основі з трубчастим дренажем застосовуються при значеннях питомого опору осадів фільтрації $r \leq 1000.10^{10}$ см/г; на природній основі з дренажем - при $r = (1000\text{-}4000).10^{10}$ см/г; з осаджуванням і поверхневим видаленням мулової води - при $r > 4000.10^{10}$ см/г.

Найпростіші **мулові майданчики на природній основі** проектуються на добре фільтруючих грунтах, при заляганні грунтових вод на глибині не менше 1,5 м від поверхні карт і лише тоді, коли допускається фільтрування

Національний університет водного господарства та природокористування

Рис. 14.41. Залежність об'єму вологи, що видаляється з мулових майданчиків, від тривалості процесу підсушування осаду [3]:
1 і 2 - загальна кількість вологи, що видаляється, відповідно при R =190.10^{10} і 2900.10^{10} см/г; 1а і 2б - кількість вологи, що видаляється фільтруванням; 1б і 2б - кількість вологи, що видаляється випаровуванням

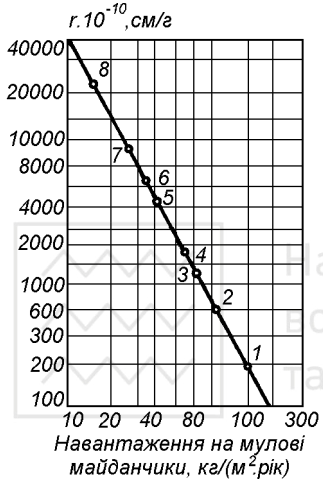


Рис. 14.42. Залежність навантаження на мулові майданчики, від питомого опору збродженого осаду [3]:
1 - для м. Брукнелла (Англія); 2 - для м. Сочі; 3 - для Кунцевської станції аерації; 4 - для двоярусних відстійників Климовської очисної станції; 5 - для м. Хогсмілл Веллі (Англія); 6 - для Люблінської станції аерації; 7 - для Кур'янівської станції аерації; 8 - для м. Калінінграда (Московська обл.)

мулової води в грунт. Якщо глибина залягання грунтових вод менше 1,5 м, то необхідно здійснити пониження їх рівня.

При проектуванні мулових майданчиків слід приймати: робочу глибину карт 0,7-1 м; ширину валиків по верху - не менше 0,7 м (при використанні механізмів для ремонту земляних валиків 1,8-2 м); ухил розподільних труб - за розрахунком, але не менше 0,01, кількість карт - не менше 4. Осад розподіляють між майданчиками та підводять до випусків на майданчик по трубам чи лоткам, що вкладаються з похилом 0,01-0,03. У залежності від розмірів карт відстань між випусками приймають в межах 10-50 м. Розміри карт у плані приймають в залежності від місцевих умов і забезпечення їх зручної експлуатації. Ширину окремих карт приймають не менше 20 м, довжину - 100-150 м.

Осад, розлитий по картам, підсихає здебільшого за рахунок випаровування води. Частина води профільтровується в грунт. На мулових майданчиках влаштовуються дороги з пандусами для заїзду на карти автотранспорту

Національний університет
й засобів механізації. Підсушений осад згрібається бульдозерами або скреперами, навантажується в автомашини і відвозиться. Вологість зневодненого осаду складає 75-80 %.

За відсутності фільтруючих грунтів або у випадку заборони надходження мулової води в грунт влаштовують **мулові майданчики на природній або штучній основі з дренажем**.

Мулові майданчики на природній основі з дренажем влаштовуються при водоупорі під невеликою товщею фільтруючого природного грунту; в

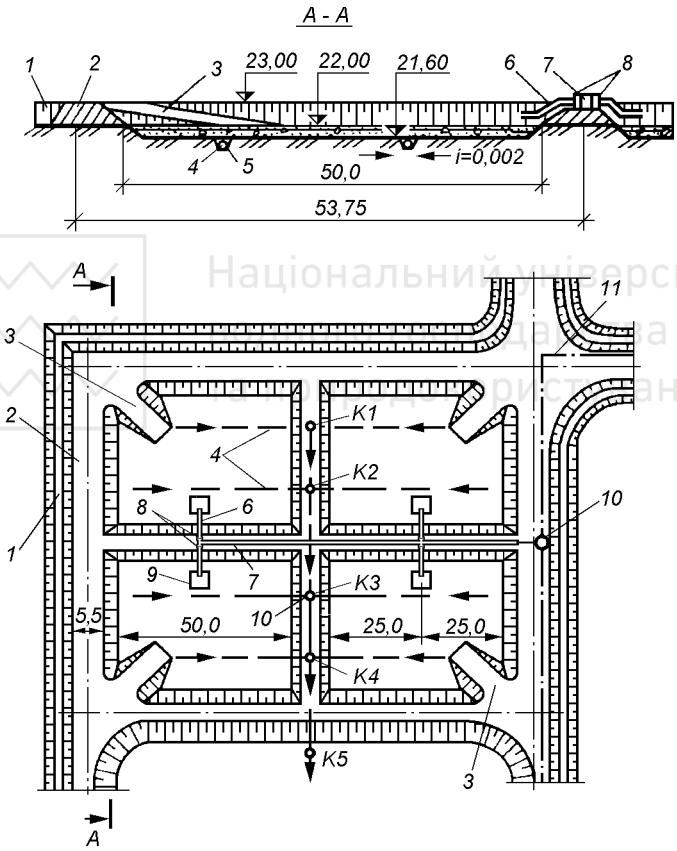


Рис. 14.43. Мулові майданчики:
1 - кювет огороджувальної канави; 2 - дорога; 3 - пандус; 4 - дренажні труби; 5 - дренажна канава; 6 - зливний лоток; 7 - лоток для подачі осаду; 8 - шибери; 9 - деревяний щит під зливним лотком; 10 - колодязь; 11 - трубопровід для подачі осаду

Національний університет водного господарства та природокористування

інших випадках при різноманітних несприятливих умовах влаштовуються мулові майданчики на штучній основі з дренажем. Природна або штучна основа майданчиків у вигляді гравійної чи щебеневої підготовки, покритої асфальтом, має ухил до лотка-траншеї шириною до 1 м, де знаходяться дренажна труба і фільтр із щебеню, або гальки крупністю 2-6 см. Дренаж вкладають з гончарних труб діаметром 75 мм. Відстань між сусідніми дренами складає 6-8 м, початкова глибина траншеї - 0,6 м, а похил - 0,003 (рис. 14.43).

У процесі зневоднення вода випаровується з поверхні та фільтрується через шар осаду в дренаж. В результаті досягається висока швидкість зневоднення осаду, а його вологість зменшується до 80%.

У вітчизняній практиці навантаження на мулові майданчики визначають у $м^3$ осаду, що припадає на 1 $м^2$ площі мулових майданчиків за рік. В районах із середньорічною температурою повітря 3-6 °С і середньорічною кількістю атмосферних опадів до 500 мм навантаження осаду на мулові майданчики слід приймати за табл. 14.21. Навантаження на мулові майданчики в інших кліматичних умовах слід визначати з урахуванням кліматичного коефіцієнта за СНиП 2.04.03-85. Повна площа мулових майданчиків повинна бути більше корисної на 20-40%. Ця додаткова площа необхідна для влаштування огороджувальних валиків і доріг.

Таблиця 14.21

Розрахункові навантаження на мулові майданчики [7]

Характеристика осаду	Мулові майданчики				
	на природній основі	на природній основі з дренажем	на штучній асфальтобетонній основі з дренажем	каскадні на природній основі з відстоюванням і поверхневим відведенням мулової води	майданчики-ущільнювачі
Зброджена в мезофільних умовах суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	1,2	1,5	2,0	1,5	1,5
Те ж, у термофільних умовах	0,8	1,0	1,5	1,0	1,0
Зброджений осад первинних відстійників і осад двоярусних відстійників	2,0	2,3	2,5	2,0	2,3
Аеробно стабілізована суміш активного мулу й осаду первинних відстійників чи стабілізований активний мул	1,2	1,5	2,0	1,5	1,5

Належний ефект роботи мулових майданчиків досягається лише при їх правильній експлуатації. При наливі на карту зброджeного осаду товстим шаром (понад 0,7-0,8 м) внаслідок залишкового газовиділення тверді частинки флотуються на поверхню з утворенням кірки, яка помітно гальмує процес випаровування вологи з нижчих шарів. У шарі товщиною 0,25-0,3 м розшарування осаду не відбувається. У зимовий час шар наливу осаду може бути збільшений до 0,5 м. Шар одноразового наливу осаду на мулові майданчики може бути тим більшим, чим менше значення питомого опору осаду фільтрації.

Кольматація основи відбувається тим швидше, чим гірше фільтруються осади, що пов'язане з більшим вмістом у таких осадах мілкодисперсних і колоїдних частинок. При хорошій водовіддачі осаду фільтрація здійснюється через шар осаду, який відкладається на основі чи у порах завантаження дренажу. Осад прибирають з мулових майданчиків, коли шар підсушеного осаду досягає 40-50 см.

Взимку осад наморожується на мулових майданчиках. Площа мулових майданчиків, що відводиться для зимового наморожування, залежить від числа днів із середньодобовою температурою нижче -10 °С, яке визначається за СНиП 2.04.03-85. Висоту шару наморожуваного осаду слід приймати на 0,1 м менше висоти валика. Через великий перепад температур осаду й повітря, при наморожуванні відбувається інтенсивне випаровування води з поверхні, а також часткове розшарування осаду. Коли висота шару намороженого осаду перевищить глибину промерзання водоймища в даній місцевості, нижче цієї глибини осад відтає. Для зимового наморожування відводиться не більше 80 % корисної площі мулових майданчиків, а інші 20 % - призначені для приймання осаду в період весняного танення намороженого осаду.

Мулову воду з мулових майданчиків із дренажем спрямовують в «голову» очисних споруд. При зневодненні зброджених осадів концентрацію завислих речовин у муловій воді приймають рівною 1000-2000 мг/л, а $БПК_{повн}$ - 1000-2000 мг/л, а при зневодненні аеробно стабілізованих осадів - відповідно 200 і 100 мг/л. Кількість мулової води приймають за розрахунком з урахуванням місцевих умов (випаровування, фільтрація і ін.).

На станціях середньої та великої продуктивності на малофільтруючих грунтах влаштовуються **мулові майданчики з осадженням осаду і поверхневим відведенням мулової води.** Майданчики планують із 4-7 каскадів по 4-8 карт у кожному. Корисна площа однієї карти приймається від 0,25 до 2 га. Ширину й довжину карт приймають у залежності від похилу місцевості: при похилі 0,004-0,08 ширина однієї карти складає 30-100 м, при похилі 0,01-0,04 - 50-100 м, а при похилі менше 0,01 - 60-100 м. Довжину карти при більших похилах приймають 80-100 м і 100-250 м - при менших похилах. Відношення ширини карти до її довжини повинно знаходитись в межах - 1:2-

1:2,5. Висоту огороджувальних валиків і насипів для доріг приймають до 2,5 м, а робочу глибину карт - на 0,3 м і менше висоти огороджувальних валиків. Як майданчики можна використовувати природні яри.

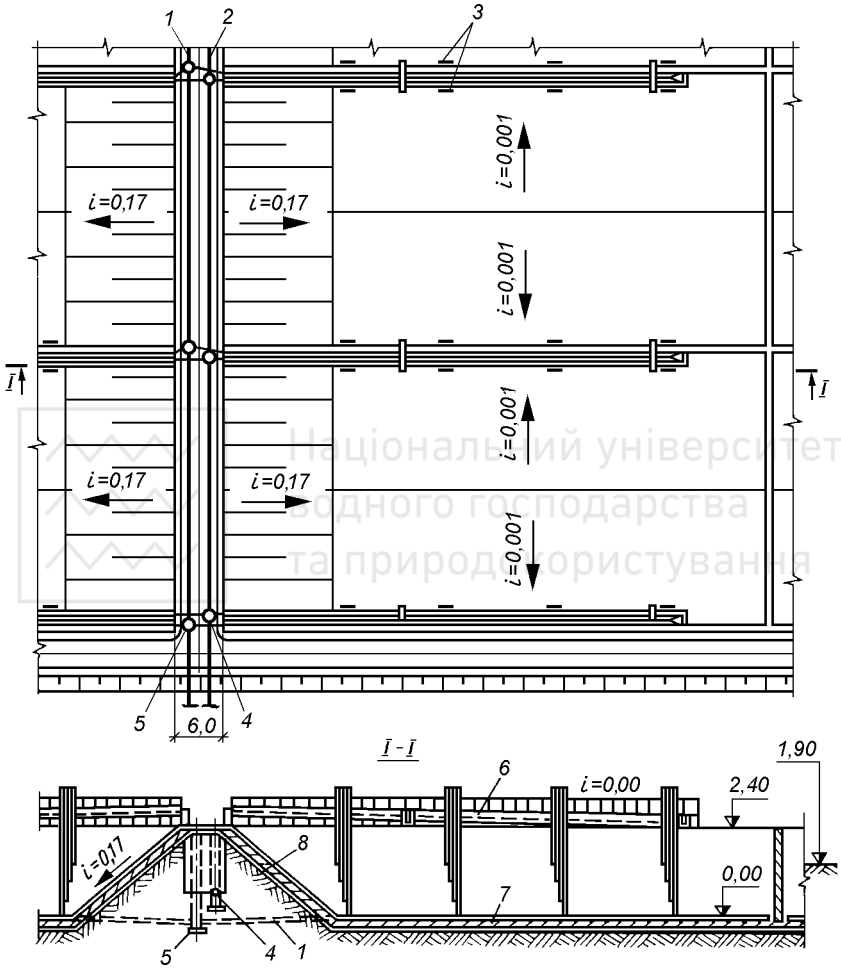


Рис. 14.44. Мулові майданчики-ущільнювачі з твердим покриттям:
1 - трубопровід для відведення мулової води; 2 - трубопровід для подачі осаду; 3 - водовипуски; 4 - колодязь для напускання осаду; 5 - колодязь для мулової води; 6 - розподільний лоток; 7 - бетонована основа; 8 - земляні валики з твердим покриттям

Національний університет водного господарства та природокористування

Напуск осаду передбачається в дві-чотири перші карти. Мулова вода збирається і перекачується на очисну станцію. Подача осаду (або мулової води) на карту, що лежить нижче, відбувається через колодязі-перепуски. Об'єм мулової води, що відділилася, складає 30-50 % обєму зневоднюваного осаду. При цьому вологість осаду знижується з 97 до 94-95%. Подальше зневоднення осадку відбувається за рахунок випаровування води з його поверхні. Навантаження на розглядувані майданчики слід приймати за табл. 14.21.

Мулові **майданчики-ущільнювачі** проектують глибиною до 2 м у вигляді прямокутних карт-резервуарів із водонепроникними дном і стінами (рис. 14.44). Принцип дії майданчиків-ущільнювачів заснований на спроможності осаду до розшарування в стані спокою з утворенням (знизу-вгору) шару осаду, шару мулової води й кірки. Мулова вода періодично випускається з різної глибини через систему шиберів, влаштованих у стінці майданчика. Це забезпечує швидке зневоднення осаду, який далі підсихає до вологості 76-88 %.

Ширину карт майданчиків-ущільнювачів слід приймати 9-18 м, довжину 36-66 м, а відстані між точками випуску мулової води - 18 м. Карти повинні мати пандуси для можливості механізованого прибирання підсушеного осаду. Розроблені типові проекти мулових майданчиків-ущільнювачів - ТП 902-2-74 і ТП 902-2-75.

Національний університет водного господарства та природокористування

14.6.2. Механічне зневоднення осадів

Механічне зневоднення осадів застосовується при недостатній площі мулових майданчиків чи у випадку необхідності наступної утилізації осадів. Механічне зневоднення здійснюють методами фільтрування осадів на вакуум-фільтрах і фільтр-пресах чи їх розділення в полі відцентрових сил на центрифугах.

При фільтруванні осадів відбувається процес розділення твердих частинок і рідини під дією різниці тисків над фільтруючим середовищем і під ним. Фільтруючим середовищем на вакуум-фільтрах і фільтр-пресах є фільтрувальна тканина й шар осаду, який формується на тканині в процесі фільтрування. На початку, фільтрування відбувається лише через тканину, в порах якої затримуються тверді частинки осаду, створюючи таким чином додатковий фільтруючий шар. З часом шар осаду зростає й стає головним фільтруючим середовищем, а тканина служить лише для його підтримання. Із зростанням шару осаду (кека) зменшується швидкість протікання через нього рідини (фільтрату). Осади стічних вод відносяться до стисливих матеріалів, пористість яких зменшується, а опір рідині (фільтрату) збільшується із зростанням різниці тисків в процесі фільтрування.

Вакуум-фільтрування полягає у видаленні води із щільного шару осаду, розміщеного на тканині, під дією вакууму, який створюється зі сторони тканини; під час фільтр-пресування відділення води відбувається під дією надлишкового тиску, що створюється зі сторони осаду (рис. 14.45).

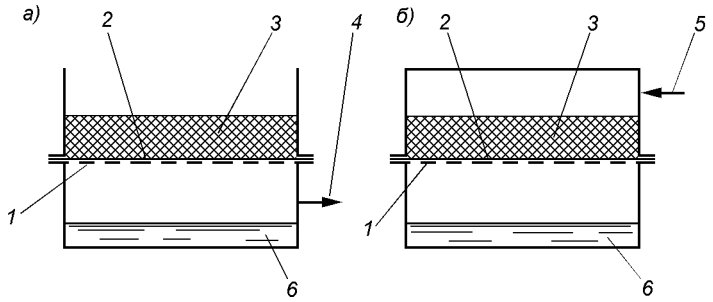


Рис. 14.45. Схема процесів зневоднення осаду
вакуум-фільтруванням (а) і фільтр-пресуванням (б):
1 - сітка; 2 - фільтрувальна тканина; 3 - зневоднюваний осад; 4 - вакуум; 5 - тиск; 6 - фільтрат

Центрифугування - це процес розділу неоднорідних систем, зокрема емульсій і суспензій, під дією відцентрових сил, які виникають у роторі, що обертається.

При обертовому русі виникає відцентрове прискорення

$$a_{вп} = \upsilon^2 / R, м / с^2,$$

де υ - обвідна швидкість, м/с; R - радіус обертання, м.

Відношення відцентрового прискорення до прискорення вільного падіння називається **чинником розділення**

$$K_p = \upsilon^2 / R.g. \qquad (14.13)$$

Чинник розділення - це безрозмірна величина, яка показує, у скільки разів відцентрове прискорення перевищує прискорення вільного падіння.

За значенням чинника розділення розрізняють нормальні центрифуги (K_p < 3500) і надцентрифуги (K_p > 3500). Для зневоднення осадів стічних вод використовуються нормальні осаджувальні центрифуги безперервної дії. У таких центрифугах осад, який подається безперервно, під дією відцентрових сил притискується до внутрішньої поверхні суцільного ротора. Тверді частинки, які мають більшу густину, осаджуються в об'ємі суспензії і концентруються на стінках ротора, витисняючи воду у простір, розміщений ближче до центру обертання (рис. 14.46). Це дає можливість розділити осад на фракції: тверду - **кек** і рідку - **фугат**.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

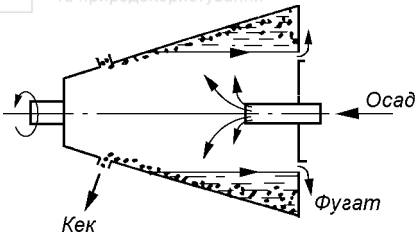


Рис. 14.46. Схема процесу зневоднення осаду центрифугуванням

Після механічного зневоднення осади мають вологість від 60 до 80 %, що суттєво зменшує їх об'єм і масу.

14.6.2.1. Зневоднення осадів на барабанних вакуум-фільтрах

Вакуум-фільтри знайшли найбільше поширення у порівнянні з іншими апаратами для механічного зневоднення осадів стічних вод. Вони дозволяють зневоднювати будь-які кондиціоновані осади. Розрізняють звичайні барабанні, барабанні із сходячим полотном, стрічкові й дискові вакуум-фільтри (останні використовуються досить рідко).

Барабанний вакуум-фільтр - це горизонтально розміщений барабан, який має дві стінки: внутрішню - суцільну і зовнішню - перфоровану, обтягнуту фільтрувальною тканиною із синтетичних волокон - капрону, хлорину, нітрону чи лавсану (рис. 14.47). Простір між стінками барабана розділений радіальними суцільними перегородками на 16-32 секції, які не сполучаються між собою. Кожна секція має свій відвідний колектор, який разом із колекторами з інших секцій виводиться у рухому головку. Вона притиснута до нерухомої головки, до якої підведені два трубопроводи - від вакуум-насоса та від компресора. Барабан вакуум-фільтра приблизно на 1/3 діаметра занурений в корито з осадом і повільно обертається.

Після занурення в осад, кожна секція барабана через свій колектор, рухому і нерухому головки виявляється підключеною до вакуумної лінії. Під дією вакууму відбувається фільтрування осаду через тканину, а фільтрат відводиться по колектору. Після виходу секції з осаду починається підсушування кека, що налипнув на тканину. Повітря, яке проходить через шар кека разом із водою, відводиться по вакуумній лінії. Перед зніманням кека ножем секція підключається до напірної лінії від компресора. Стиснене повітря сприяє відділенню кека від фільтрувальної тканини. Таким чином, робочий цикл вакуум-фільтра включає наступні послідовні операції: фільтрування; зневоднювання (просушування); видалення кека.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

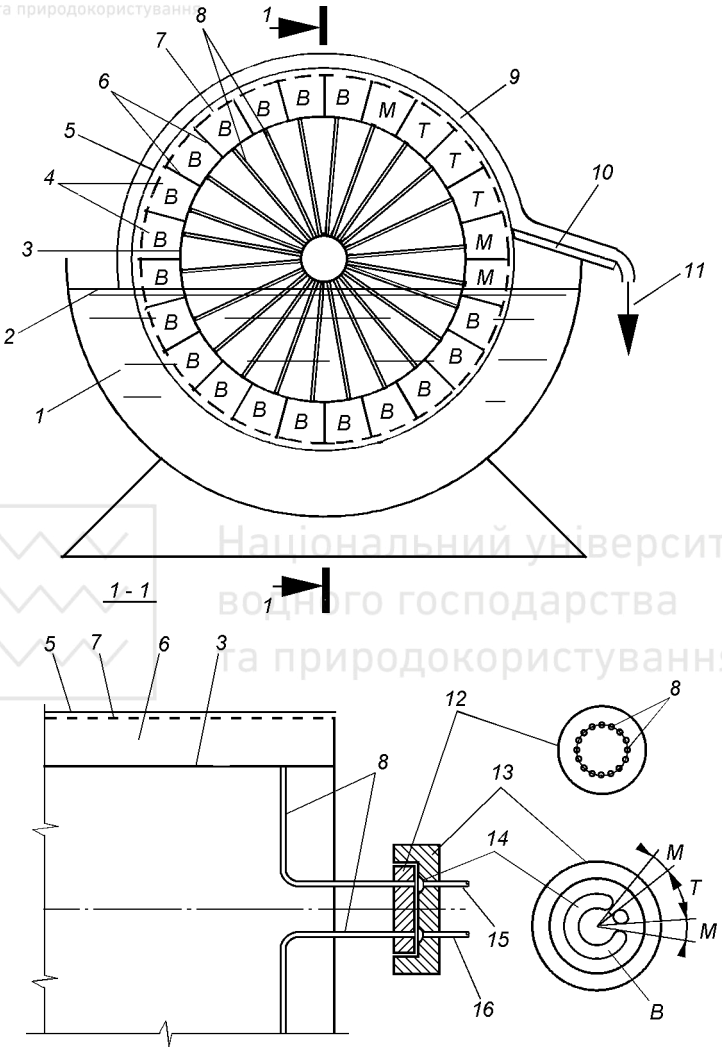


Рис. 14.47. Схема барабанного вакуум-фільтра:
1 - корито з осадом; 2 - рівень осаду в користі; 3 - внутрішня суцільна стінка; 4 - секції барабана; 5 - фільтрувальна тканина; 6 - радіальні суцільні перегородки; 7 - зовнішня перфорована стінка; 8 - колектори; 9 - шар зневоднюваного осаду; 10 - ніж для зрізання кека; 11 - кек; 12 - внутрішня рухома головка; 13 - зовнішня нерухома головка; 14 - проріз; 15 - вакуумна лінія; 16 - лінія стисненого повітря; В - вакуум; Т - тиск; М - «мертва зона»

Національний університет
водного господарства
та природокористування

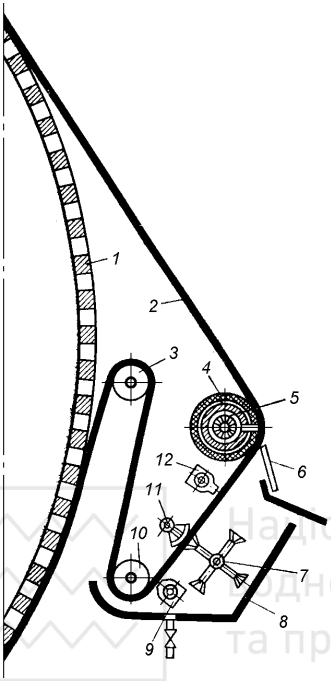


Рис. 14.48. Схема регенераційного вузла вакуум-фільтра із сходячим полотном:
1 - барабан фільтра; 2 - фільтрувальна тканина; 3 - повертаючий ролик; 4 - віддувально-розвантажувальний ролик; 5 - повітропровід; 6 - ніж; 7 - щітки; 8 - жолоб промивної води; 9, 12 - насадки; 10 - натяжний ролик; 11 - трубка із щілиною для промивання тканини

Через 8-24 год роботи фільтра необхідно регенерувати фільтрувальну тканину, для чого її промивають водою, інгібованою соляною кислотою чи розчинами ПАР.

Останнім часом найбільше використання знаходять **барабанні вакуум-фільтри із сходячим полотном**, обладнані спеціальним вузлом для безперервної регенерації фільтрувальної тканини (рис. 14.48). Робочий цикл таких вакуум-фільтрів включає в себе додаткову операцію регенерації, що здійснюється шляхом очистки тканини щітками та промивання миючими розчинами й водою. Однак навіть цих прийомів регенерації тканини часто виявляється недостатньо для відновлення її фільтруючої здатності. Тому періодично здійснюють додаткове промивання тканини інгібованою соляною кислотою. Регенерація тканини дозволяє збільшити продуктивність вакуум-фільтра, а головне, зневоднювати осади, які здатні швидко кольматувати пори фільтрувальної тканини, наприклад, сирий осад, що містить велику кількість жироподібних речовин.

Технічні характеристики основних типів барабанних вакуум-фільтрів, які серійно випускаються промисловістю, наведені в табл. 14.22.

Раціональний режим експлуатації вакуум-фільтрів встановлюється за умови отримання максимальної продуктивності за зневоднюваним осадом, що вимірюється у кг сухої речовини осаду на 1 м^2 площі фільтра за 1 год.

Національний університет водного господарства та природокористування

Таблиця 14.22

Технічна характеристика барабанних вакуум-фільтрів

Показники	Марка вакуум-фільтра			
	БОУ-5-1,75	БОУ-10-2,6 (БсхОУ-10-2,6)	БОУ-20-2,6	БОУ-40-3,4 (БсхОУ-40-3,4)
Площа поверхні фільтрування, $м^2$	5	10	20	40
Діаметр барабана, мм	1762	2612 (2600)	2612	3000 (3400)
Частота обертання барабана, об/хв	0,13-2	0,13-2 (0,13-1,5)	0,13-2	0,436-1,178 (0,1-1,45)
Потужність електродвигуна приводу барабана, кВт	1,1	2,2 (1,7)	3	3,4-4,1 (8)
Габаритні розміри, мм	2680х2410х 2650	3420х3320х 3415 (3165х4100х 3052)	4750х3230х 3830	6660х4300х 3640 (6300х5115х 3725)

Національний університет водного господарства та природокористування

На ефективність процесу зневоднення впливають питомий опір фільтрації, концентрація й крупність частинок твердої фази осаду, величина вакууму, швидкість обертання барабана, тривалість фільтроциклу й інші чинники. За вакууму 0,067 МПа (500 мм рт.ст.) орієнтовну тривалість фільтроциклу барабанних вакуум-фільтрів можна визначити за питомим опором фільтрації зкоагульованого осаду [3]:

$r.10^{-10}, см/г$	5-10	10-0	20-30	30-40	40-60
$\tau, хв$	2-2,5	2,5-3	3-4	4-5,5	5,5-8

Продуктивність вакуум-фільтра за сухою речовиною осаду визначається за формулою

$$q_{вф} = 0{,}24\frac{100-W_к}{W_o-W_к}\sqrt{\frac{\rho\cdot m\cdot p(100-W_к)}{\eta_o\cdot T\cdot r\cdot 10^{-10}}}, кг/(м^2.год), \qquad (14.14)$$

де W_o і $W_к$ - вологість вихідного осаду і кека, %; ρ - густина осаду, т/м^3; m - частка часу дії вакууму від тривалості загального циклу роботи фільтра; p - робочий вакуум, мм рт. ст.; η_o - в'язкість фільтрату, Па.с; T - час обороту барабана, хв; r - питомий опір фільтрації зкоагульованого осаду, см/г.

Сирі осади зневоднюються на вакуум-фільтрах більш ефективно, з більшою продуктивністю і з меншими витратами реагентів, ніж зброджені (табл. 14.23).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.23

Продуктивність вакуум-фільтрів і фільтр-пресів при зневодненні осадів міських стічних вод [7]

Характеристика оброблюваного осаду	Продуктивність, кг сухої речовини осаду на 1 м^2 поверхні фільтра за 1 год		Вологість кека, %	
	вакуум-фільтрів	фільтр-пресів	при вакуум-фільтруванні	при фільтр-пресуванні
Зброджений осад первинних відстійників	25-35	12-17	75-77	60-65
Зброджена в мезофільних умовах суміш осаду первинних відстійників і активного мулу, аеробно стабілізований активний мул	20-25	10-16	78-80	62-68
Зброджена в термофільних умовах суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	17-22	7-13	78-80	62-70
Сирий осад первинних відстійників	30-40	12-16	72-75	55-60
Суміш сирого осаду первинних відстійників і ущільненого активного мулу	20-30	5-12	75-80	62-75
Ущільнений активний мул станцій аерації населених пунктів	8-12	2-7	85-87	80-83

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Схема встановлення барабанного вакуум-фільтра та допоміжного обладнання (вакуум-насосів, повітродувок, ресиверів тощо) наведена на рис. 14.49. Осад подається на вакуум-фільтр через дозатор; фільтрат і повітря із вакуум-фільтра надходять у ресивер, де розділяються. Оскільки фільтрат містить деяку кількість непрореагованих коагулянтів, то із ресивера він перекачується на споруди для промивання й ущільнення осаду. Для створення вакууму і тиску використовуються вакуум-насоси марки ВВН.

При вакуум-фільтруванні осадів вакуум повинен складати 40-65 кПа (300-500 мм рт. ст.), а тиск стисненого повітря - 20-30 кПа. Продуктивність вакуум-насосів визначають з умови забезпечення витрати повітря 0,5 м^3/хв на 1 м^2 площі фільтра, а повітродувок - 0,1 м^3/хв на 1 м^2 площі фільтра.

Таблиця 14.24

Кількість резервного обладнання цехів механічного зневоднення осаду

Тип обладнання	Число агрегатів	
	робочих	резервних
Вакуум-фільтри чи фільтр преси	1-3	1
	4-10	2
Центрифуги	1-2	1
	більше 3	2

Національний університет
водного господарства
та природокористування

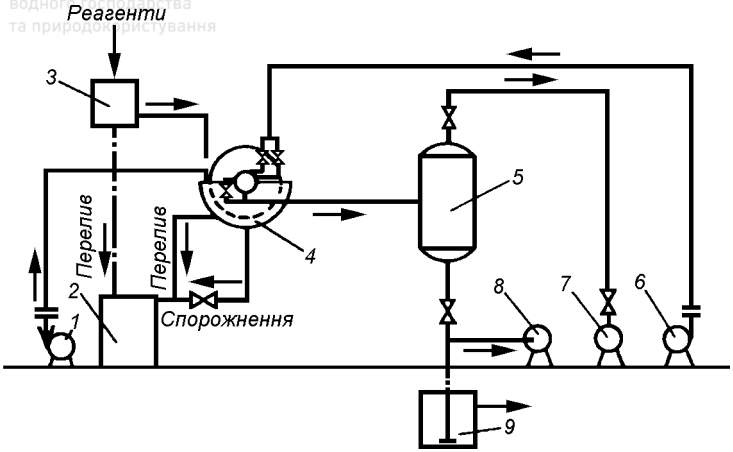


Рис. 14.49. Схема встановлення барабанного вакуум-фільтра:
1 - насос для подачі осаду; 2 - резервуар для осаду; 3 - змішувач; 4 - барабанний вакуум-фільтр; 5 - ресивер; 6 - повітродувка; 7 - вакуум-насос; 8 - насос для відкачування фільтрату; 9 - резервуар

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Крім робочих передбачається також встановлення резервних вакуум-фільтрів, кількість яких визначається за табл. 14.24.

Розроблені типові проекти корпусів механічного зневоднення осадів на вакуум-фільтрах (табл. 14.25), схема одного з них, продуктивністю за сухою речовиною осаду 18 т/добу, наведена на рис. 14.50.

Таблиця 14.25

Основні параметри типових проектів корпусів механічного зневоднення осадів на барабанних вакуум-фільтрах

Показники	Типовий проект		
	ТП 902-2-336	ТП 902-2-301	ТП 902-2-302
Продуктивність станції біологічної очистки стічних вод, тис. $м^3$/добу	35-70	140-200	200-280
Продуктивність станції за сухою речовиною осаду, т/добу	18	50	70
Марка встановлених вакуум-фільтрів	БсхОУ-10-2,6	БсхОУ-40-3,4	БсхОУ-40-3,4
Число вакуум-фільтрів:			
робочих	3	3	4
резервних	1	1	2
Розміри цеху в плані, м	55,8х12	52,1х18	68,1х18

Національний університет
водного господарства
та природокористування

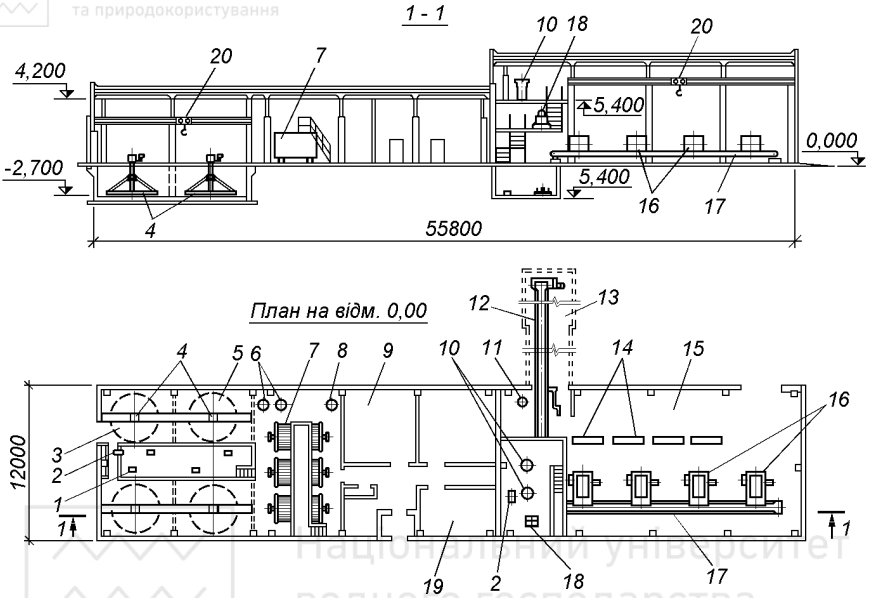


Рис. 14.50. Схема корпусу механічного зневоднення осаду на вакуум-фільтрах: 1 - насос НП-1М; 2 - насос ВКС-1/16; 4 - перемішувачі; 5 - резервуари 30 %-го і 10 %-го вапняного молока; 6 - баки 30 %-го розчину інгібованої соляної кислоти; 7 - баки 45 %-го розчину хлорного заліза; 8 - бак 10 %-го розчину інгібованої соляної кислоти; 9 - венткамера; 10 - ресивери об'ємом 1 м^3; 11 - гідрозатвор; 12 - конвейєр стрічковий похило-горизонтальний; 13 - транспортна галерея; 14 - вакум-насоси ВВН-12; 15 - машинний зал; 16 - вакуум-фільтри Б$_{СХ}$ОУ-10-2,6; 17 - конвейєр стрічковий горизонтальний; 18 - вимірювач витрати осаду; 19 - операторська; 20 - кран підвісний ручний

Для зневоднення осадів виробничих стічних вод, крім найбільш поширених - барабанних, застосовуються і стрічкові вакуум-фільтри. Такий вакум-фільтр має безкінечну гумово-тканинну фільтрувальну стрічку, що натягнута на двох барабанах і рухається по фільтрувальному столу (рис. 14.51). Щілинний отвір, розміщений посеред стола, сполучається з вакуум-камерою. Стрічка має поперечне рифлення, повздовжні наскрізні прорізи й протягується по столі так, що її повздовжні прорізи співпадають з щілинним отвором столу. Фільтрувальна тканина вкладається на стрічку й закріплюється в пазах гумовим шнурком. Через прорізи в стрічці і отвори в столі фільтрат надходить у вакуум-камеру і далі у збірний колектор.

Стрічкові вакуум-фільтри площею фільтрувальної поверхні 1,6-10 м^2 випускаються Бердичівським заводом «Прогрес». До недоліків стрічкових

вакуум-фільтрів слід віднести їх великі габарити та малий перепад тиску при фільтруванні.

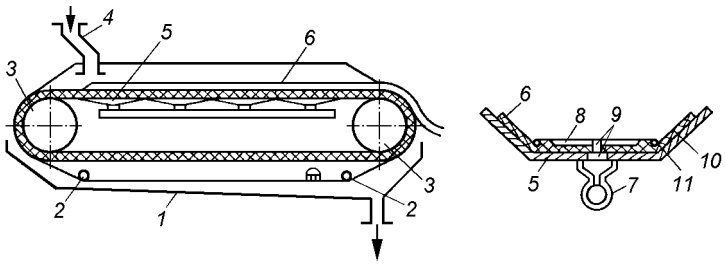


Рис. 14.51. Стрічковий вакуум-фільтр:
1 - фільтрувальна тканина; 2 - направляючі для фільтрувальної тканини; 3 - барабан; 4 - лоток для подачі осаду; 5 - фільтрувальний стіл; 6 - прорізи; 7 - збірний колектор фільтрату; 8 - поперечний жолоб для відводу фільтрату; 9 - повздовжній проріз; 10 - направляючі для стрічки; 11 - гумовий шнурок

14.6.2.2. Зневоднення осадів на фільтр-пресах

За інших рівних умов фільтр-преси, у порівнянні з вакуум-фільтрами, мають меншу продуктивність, однак забезпечують отримання кека з найнижчою вологістю і тому застосовуються, коли умови утилізації потребують максимального зневоднення осадів, а також для зневоднення важкофільтрованих осадів з питомим опором фільтрації до (60-130).10^{10} см/г. Фільтр-преси мають меншу енергоємність у порівнянні з вакуум-фільтрами і центрифугами, а сучасні їх конструкції забезпечують роботу в автоматичному режимі.

За конструктивним оформленням фільтр-преси поділяють на два класи: горизонтальні й вертикальні. У залежності від конструкції фільтрувальних камер розрізняють горизонтальні, рамні, камерні та діафрагмові фільтр-преси.

Розглянемо принцип дії модернізованого вертикального автоматичного камерного фільтр-преса серії ФПАКМ. Фільтр-преси цієї серії з поверхнею фільтрування 2,5, 5, 12,5, 25 і 50 м^2 виготовляються в Україні заводом «Прогрес» (м. Бердичів).

Фільтр-прес ФПАКМ складається з набору горизонтальних прямокутних плит: верхньої - опірної, середніх - фільтрувальних, і нижньої - притискувальної. Між плитами зигзагоподібно протягнута безкінечна стрічка з фільтрувальної тканини, що промивається й очищається в камері регенерації (рис. 14.52). За рахунок переміщення притискувальної плити, що приводиться в дію механізмом гідрозатискування, фільтрувальні плити можуть переміща-

тись вгору (закривання фільтра) чи вниз (відкривання фільтра) по чотирьох направляючих. Фільтр має підвідний колектор для подачі осаду та стисненого повітря, відвідний колектор для видалення фільтрату й колектор для подачі води під тиском для віджимання осаду.

Робочий тиск фільтрування на фільтр-пресах ФПАКМ складає 0,6-1,2 МПа. Витрату стисненого повітря (тиск 0,6 МПа) на просушування осаду і витрату промивної води (тиск 0,3 МПа) приймають в розрахунку на 1 $м^2$ фільтрувальної поверхні - відповідно 0,2 $м^3$/хв і 4 л/хв.

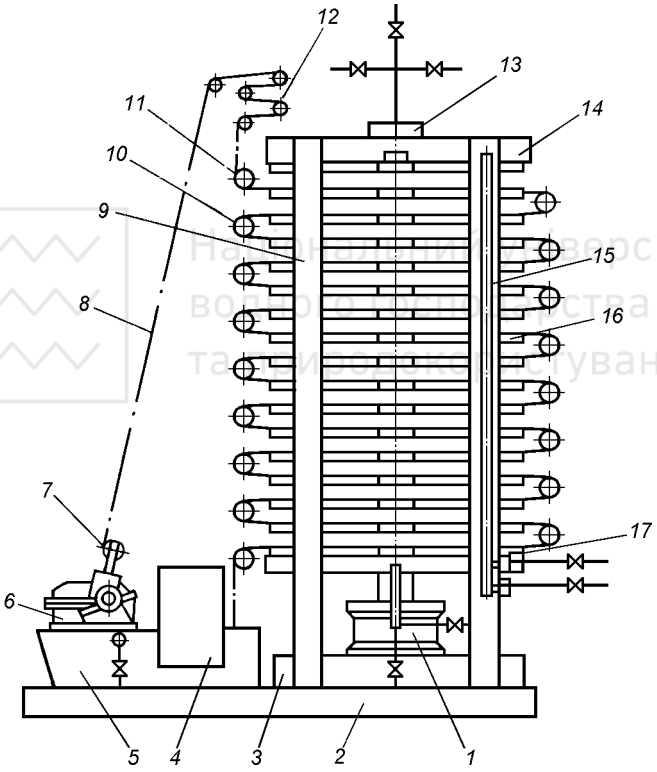


Рис. 14.52. Схема фільтр-преса:
1 - механізм гідрозатискування; 2 - рама; 3 - опорна плита; 4 - бункер для осаду; 5 - камера регенерації; 6 - привід пересування фільтрувальної тканини; 7 - ролик регулювання натягу фільтрувальної тканини; 8 - фільтрувальна тканина; 9 - направляюча; 10 - ролик тканини; 11 - ролик верхній; 12 - натяжний пристрій; 13 - колектори; 14 - плита верхня опорна; 15 - колектор тиску; 16 - плита фільтруюча; 17 - плита притискувальна

Національний університет
водного господарства
та природокористування

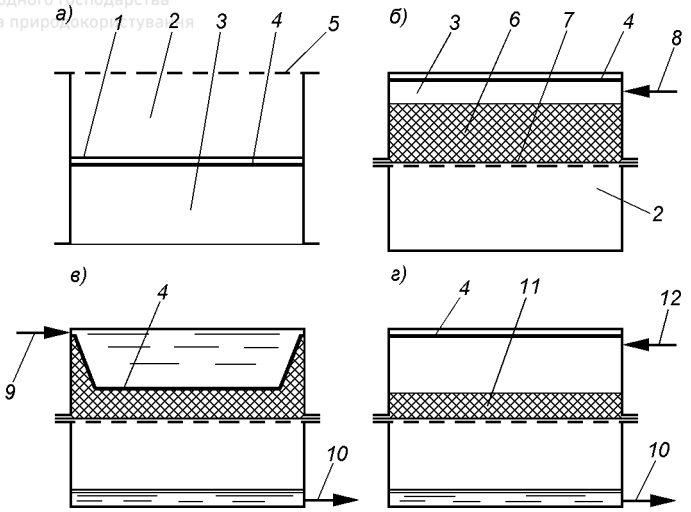


Рис. 14.53. Схема роботи фільтр-преса:
а) - фільтрувальна плита; б) - завантаження робочої камери осадом; в) - віджимання осаду; в - просушування; 1 - горизонтальна перегородка; 2 - верхня частина фільтрувальної плити; 3 - нижня частина фільтрувальної плити; 4 - еластична гумова діафрагма; 5 - перфорована перегородка; 6 - зневоднюваний осад; 7 - фільтруавльна тканина; 8 - подача осаду; 9 - вода під тиском; 10 - фільтрат; 11 - зневоднений осад; 12 - стиснене повітря

Продуктивність камерного фільтр-преса за сухою речовиною осаду можна визначити за формулою

$$q_{фп} = 3600(F.h.\rho_к \frac{100 - W_к}{100}) / (\tau_о + \tau_{доп}), m / год, \qquad (14.15)$$

де F - площа фільтруючої поверхні, м^2; h - товщина шару осаду чи глибина камери, м; $\rho_к$ - густина кека, кг/м^3; $W_к$ - вологість кека; %; $\tau_о$ - тривалість основних операцій, с; $\tau_{доп}$ - тривалість допоміжних операцій, с.

До нині не отримана аналітична залежність, яка дозволяла б розраховувати тривалість фільтрування до отримання кека певної вологості, а існуючі емпіричні залежності справедливі лише для конкретних видів осадів у певному діапазоні зміни їх властивостей. Тому продуктивність фільтр-преса в кожному конкретному випадку визначається експериментально чи орієнтовно приймається за таблицею 14.23.

Для забезпечення роботи фільтр-пресів потрібне реагентне господарство, насосна станція осаду, компресорна, маслонасосна установка й інше допоміжне обладнання.

Інститутом Укрводоканалпроект розроблений проект цеху для зневоднення осаду на фільтр-пресах ФПАКМ-50НП продуктивністю за сухою речовиною осаду 100 т/добу (рис. 14.54). До складу цеху входять відділення фільтр-пресування, реагентне господарство і повітродувна станція. Осад подається в корпус безпосередньо на фільтр-преси. Зневоднений осад видаляється для наступної обробки чи використання за допомогою стрічкових конвейєрів. Стиснене повітря подається на фільтр-преси компресорами, фільтрат насосами перекачується в «голову» очисних споруд. Тканина фільтр-пресів регенерується при промиванні водою і розчином соляної кислоти.

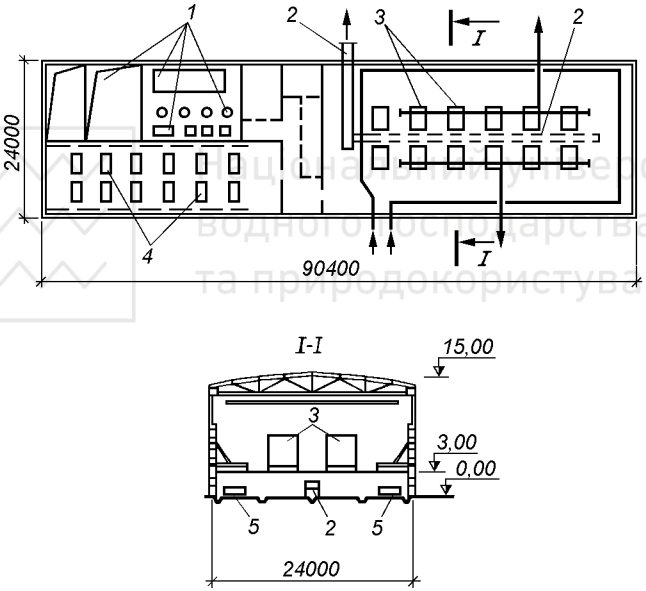


Рис. 14.54. Схема цеху механічного зневоднення осаду на фільтр-пресах:
1 - реагентне господарство; 2 - конвейєри зневодненого осаду; 3 - фільтр-преси ФПАКМ-50НП; 4 - компресори; 5 - насоси

У останні роки все більшого поширення набувають нові типи фільтр-пресів, зокрема **стрічкові фільтр-преси** безперервної дії, які відрізняються простою конструкцією, мають низьку потужність встановленого електрообладнання, потребують мало допоміжного обладнання.

Національний університет водного господарства та природокористування

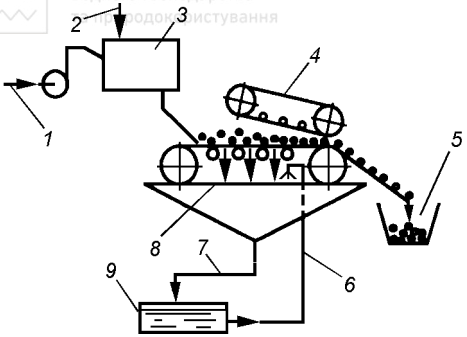


Рис. 14.55. Схема стрічкового фільтр-преса:
1 - зневоднюваний осад; 2 - реагенти; 3 - камера змішування; 4 - притискувальна стрічка; 5 - зневоднений осад; 6 - подача промивної води; 7 - фільтрат; 8 - фільтруюча стрічка; 9 - збірник фільтрату

На рис. 14.55 представлена принципова схема горизонтального стрічкового фільтр-преса. Він складається з двох безкінечних стрічок: нижньої горизонтальної - фільтруючої і верхньої - притискувальної, розміщеної під невеликим кутом. Фільтрування та віджимання осаду здійснюються в клиновому просторі між притискувальною і фільтруючою стрічками. Зазор між стрічками й швидкість їх переміщення регулюються. Кек зрізається ножем і скидається на транспортер. Вологість осадів, зневоднених на стрічкових фільтр-пресах, за даними фірм-виробників досягає 40-50 %. Перед надходженням на стрічковий фільтр-прес осад обробляється коагулянтами чи флокулянтами. Фільтрувальна стрічка промивається водою, яка відводиться разом із фільтратом.

Таблиця 14.26

Технічні характеристики деяких горизонтальних стрічкових фільтр-пресів [26]

Фірма-виробник	Марка	Ширина фільтрувальної стрічки, мм	Габарити, мм			Маса, кг	Встановлена потужність, кВт
			довжина	ширина	висота		
«Пассават», ФРН	BFP-075	750	4500	1250	1600	2000	1,3
	BFP-125	1250	4500	1750	1600	3000	2,4
	BFP-200	2000	4500	2500	1600	4000	2,4
«Дегремон», Франція	F1	1000	4900	2200	-	3300	0,35
	F3	2000	4900	3200	-	4900	0,75
	F5	3000	4900	4200	-	6900	0,75
«Экофильтр», Росія	СиР0,7*	650	2800	1100	1230	800	1,5
	СиР1,6*	1650	2800	2000	1230	1600	2,5
	СиР2,1*	2050	2800	2400	1230	2200	3

*при зневодненні осаду вологістю 95-96 % продуктивність фільтр-пресів за сухою речовиною складає відповідно 300, 750, 1100 кг/год; вологість кека - 70-80 %

Технічна характеристика деяких горизонтальних стрічкових фільтр-пресів наведена в табл. 14.26. Існують також конструкції вертикальних стрічкових фільтр-пресів.

14.6.2.3. Зневоднення осадів на центрифугах

В останнє десятиліття великого поширення набуло зневоднення осадів стічних вод на центрифугах. Перевагою цього методу є його простота, економічність і керованість. Після зневоднення на центрифугах отримують кек низької вологості. Для зневоднення осадів частіше всього використовуються осаджувальні горизонтальні шнекові центрифуги (рис. 14.56).

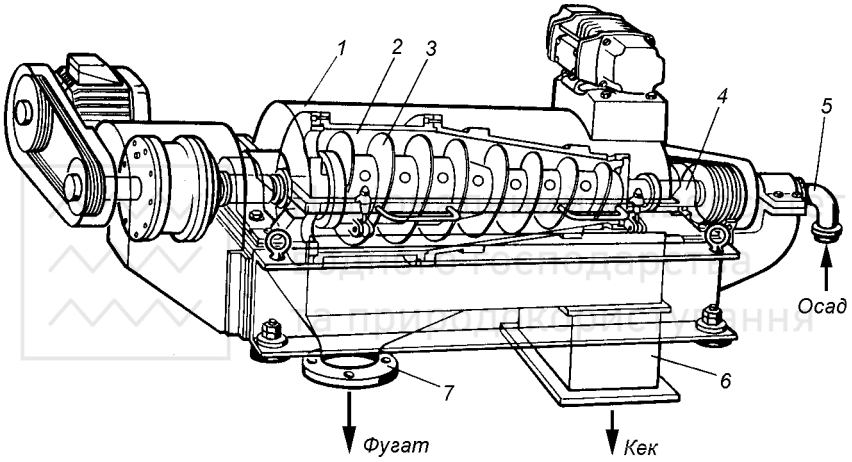


Рис. 14.56. Осаджувальна горизонтальна шнекова центрифуга:
1 - корпус; 2 - ротор; 3 - шнек; 4 - порожнистий вал; 5 - труба для подачі осаду; 6 - вивантаження кека; 7 - вивантаження фугату

Для зневоднення осадів у вітчизняній практиці застосовуються переважно центрифуги марки ОГШ. Основними елементами центрифуги ОГШ є циліндро-конічний ротор і порожнистий шнек-вал, які обертаються в одну сторону, але з різними швидкостями (рис. 14.57). Осад подається в ротор через подаючий отвір у валу. Частинки осаду під дією відцентрової сили відкидаються до периферії і «осаджуються» на внутрішній поверхні ротора. Частота обертання шнека на 1-2 % більша від частоти обертання ротора, в результаті чого він повільно рухається відносно ротора й переміщує осад до вивантажувальних отворів. Рідка фаза осаду (фугат) виводиться через вивантажувальні отвори з протилежної сторони ротора.

Центрифуги виготовляються як із неіржавної, так і з вуглецевої сталі. Для збільшення терміну експлуатації шнек зазвичай покривають карбідовольфрамовим сплавом - «бронюють». Технічна характеристика центрифуг, які серійно випускаються Сумським машинобудівним об'єднанням ім. М.В.Фрунзе, наведена у табл. 14.27. Крім наведених у таблиці освоюється також випуск центрифуг марок ОГШ-501 К-11 і ОГШ-631 К-05 продуктивністю відповідно 6-12 і 20-40 $м^3$/год. В країнах Західної Європи широко застосовуються центрифуги марок «Гумбольт», «Флоттвег», «Центріпрес», «Альфа-Лаваль» й інші.

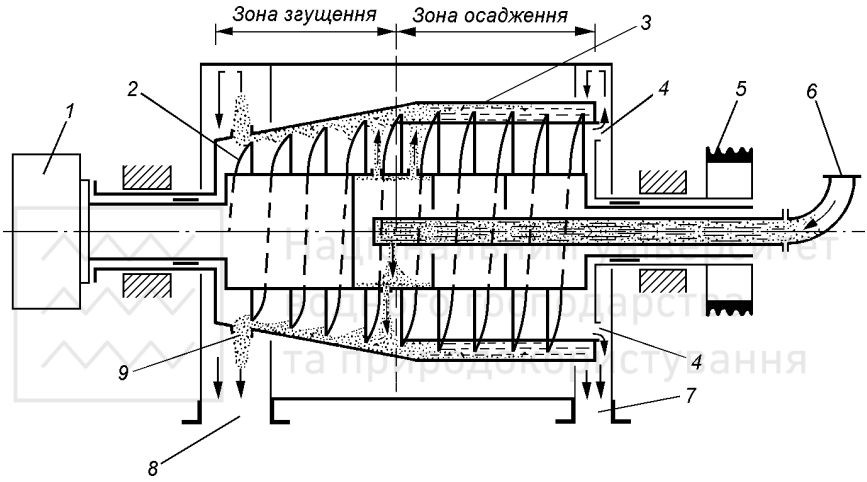


Рис. 14.57. Схема роботи осаджувальної горизонтальної шнекової центрифуги: 1 - планетарна передача; 2 - шнек-вал; 3 - ротор; 4 - отвори для вивантаження фугату; 5 - привід ротора; 6 - подача зневоднюваного осаду; 7 - лоток для вивантаження фугату; 8 - лоток для вивантаження кека; 9 - отвори для вивантаження кека

Робота центрифуг повинна забезпечувати отримання осаду як можливо меншої вологості та фугату з найменшим вмістом сухої речовини. Ефективність центрифугування осадів залежить від ряду чинників, які можна поділити на дві групи: до першої групи відносять чинники, що залежать від конструкції та умов експлуатації центрифуги; до другої групи - чинники, що залежать від властивостей осадів і навантаження на центрифугу.

До чинників першої групи відносять: конструкцію ротора (відношення довжини до діаметра, кут похилу циліндричної частини ротора); швидкість обертання ротора; гідравлічний об'єм ротора, який залежить від відстані розвантажувальних отворів фугату від осі ротора; швидкості обер-

тання шнека та кроку його лопатів. Чинниками другої групи є наступні: навантаження на центрифугу за кількістю зневоднюваного осаду; розміри й густина твердих частинок осаду; концентрація зневоднюваного осаду; температура та в'язкість осаду; попереднє кондиціонування осаду (вид і доза флокулянтів). Вплив зазначених чинників на ефективність центрифугування осадів представлений у табл. 14.28.

Кількісні залежності між ефективністю центрифугування та зазначеними вище чинниками для конкретних видів осадів міських стічних вод і типів центрифуг невідомі, а теоретично отримати їх поки неможливо, тому вони встановлюються дослідним шляхом. Дослідні дані дозволяють отримати оптимальні значення чинників центрифугування, які забезпечують бажаний результат - мінімум капітальних чи експлуатаційних затрат при обмеженні певних чинників чи показників (наприклад вологість кека, вміст сухої речовини у фугаті тощо).

Таблиця 14.27

Технічна характеристика центрифуг ОГШ

Показники	Значення показників для центрифуг типу				
	ОГШ-352 К-03	ОГШ-502 К-04	ОГШ-631 К-02	ОГШ-1001К-01	ОГШ-501 К-10
Розрахункова продуктивність за вихідним осадом, $м^3$/год	4-7	6-12	20-40	50-80	15-25
Найбільший робочий діаметр ротора, мм	350	500	630	1000	500
Робоча довжина ротора, мм	1000	930	2370	3600	1800
Частота обертання ротора, $хв^{-1}$	2800-4250	2000-2650	2000	1000	2650
Чинник розділення	1500-3533	1100-1950	1420	560	1960
Потужність електродвигуна, кВт	18,5	28; 32	90	110	75

Примітки: 1. Більші значення розрахункової продуктивності центрифуг приймаються при центрифугуванні активного мулу та аеробно стабілізованої суміші;
2. Продуктивність центрифуг вказана при роботі без застосування реагентів.

Розрахункова продуктивність центрифуги по вихідному осаду визначають за емпіричною формулою

$$q = (15-20).D_p.L_p, м^3 / год. \qquad (14.16)$$

де D_p і L_p - відповідно діаметр і довжина ротора центрифуги, м.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.28

Вплив конструктивних і експлуатаційних чинників, а також властивостей зневоднюваних осадів на ефективність роботи осаджувальних центрифуг

Чинники	Згущення осаду	Очищення фугату
Збільшення відношення довжини ротора до його діаметра	+	+
Збільшення кута похилу циліндричної частини ротора	+	-
Збільшення гідравлічного об'єму ротора	-	+
Збільшення швидкості обертання шнека	-	-
Збільшення навантаження на центрифугу за кількістю зневоднюваного осаду	+	-
Збільшення концентрації й густини зневоднюваного осаду	-	+
Збільшення температури й в'язкості зневоднюваного осаду	+	+
Застосування флокулянтів	- (+)*	+

*при зневодненні осадів із високою вологістю вологість кека може зростати

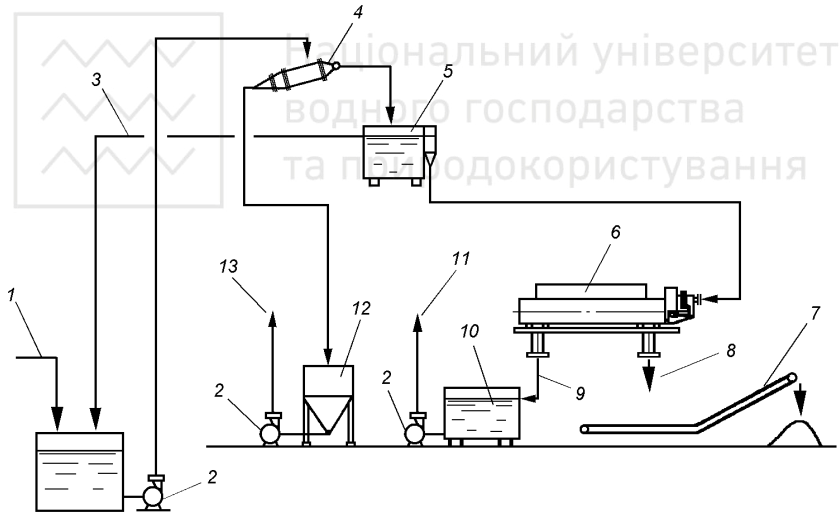


Рис. 14.58. Технологічна схема безреагентного центрифугування осадів стічних вод: 1 - зневоднюваний осад; 2 - насос; 3 - переливний трубопровід; 4 - гідроциклон; 5 - бак-розподілювач осаду; 6 - центрифуга ОГШ; 7 - горизонтально-похилий конвейєр; 8 - кек; 9 - фугат; 10 - бак фугату; 11 - подача фугату на подальшу обробку; 12 - бак піщаної пульпи; 13 - подача піщаної пульпи на піскові майданчики

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.29

Ефективність затримання сухої речовини осаду і вологість кека при безреагентному центрифугуванні осадів міських стічних вод [7]

Вид зневоднюваного осаду	Ефективність затримання сухої речовини, %	Вологість кека, %
Сирий чи зброджений осад первинних відстійників	45-65	65-75
Анаеробно зброджена суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	25-40	65-75
Аеробно стабілізована суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	25-35	70-80
Сирий активний мул при зольності, %		
28-35	10-15	75-85
38-42	15-25	70-80
44-47	25-35	60-75

Через випуск обмеженої кількості флокулянтів у вітчизняній практиці застосовується переважно безреагентне центрифугування осадів, технологічна схема якого наведена на рис. 14.58. При цьому доцільним є застосування центрифуг з максимальним значенням чинника розділення. Ефективність затримання сухої речовини осаду й вологість кека при цьому слід приймати за даними, наведеними в табл. 14.29. За безреагентного центрифугування центрифуги мають більшу продуктивність, але у фугат переходить велика кількість сухої речовини осаду, що зумовлює високі значення в ньому концентрацій завислих речовин, БПК і ХПК. Найбільша кількість завислих речовин міститься у фугаті при центрифугуванні активного мулу. Для подальшій обробки фугат зазвичай направляється в «голову» очисних споруд, збільшуючи тим самим навантаження на них ($БПК_{повн}$ фугату визначають із розрахунку - 1 г $БПК_{повн}$ на 1 г сухої речовини фугату). Для запобігання цьому розроблений ряд технологічних схем, які передбачають додаткову обробку фугату.

На рис. 14.59 наведена схема роздільного центрифугування сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу. За цією схемою фугат від центрифугування сирого осаду скидається в первинні відстійники (тривалість освітлення стічних вод при цьому збільшують до 4-4,5 год), а фугат від центрифугування активного мулу використовується, як зворотний мул в аеротенках. При цьому з схеми очисних споруд виключаються мулозгущувачі.

Розроблена також комбінована схема центрифугування сирого осаду первинних відстійників із наступною аеробною стабілізацією фугату в суміші з неущільненим надлишковим активним мулом і центрифугуванням ущільненої зброджеої суміші (рис. 14.60). За цією схемою тривалість аеробної стабі-

лізації складає 6-8 діб, тривалість ущільнення зброджено ї суміші - 6-8 год, а вологість ущільненого осаду - 97,5 %.

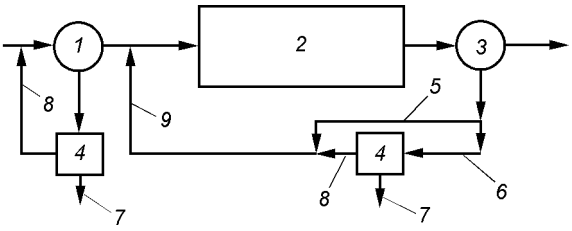


Рис. 14.59. Схема роздільного центрифугування сирого осаду й активного мулу:
1 - первинний відстійник; 2 - аеротенк; 3 - вторинний відстійник; 4 - центрифуги; 5 - зво-ротний активний мул; 6 - надлишковий активний мул; 7 - кек; 8 - фугат; 9 - суміш фугату й зворотного активного мулу

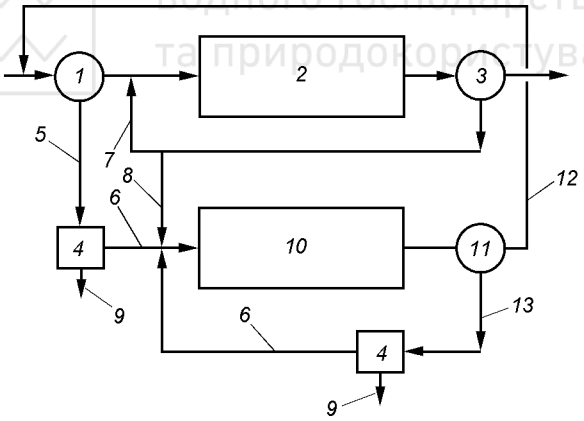


Рис. 14.60. Комбінована схема центрифугування осадів стічних вод:
1 - первинний відстійник; 2 - аеротенк; 3 - вторинний відстійник; 4 - центрифуги; 5 - сирий осад первинних відстійників; 6 - фугат; 7 - зворотний активний мул; 8 - надли-шковий активний мул; 9 - кек; 10 - аеробний стабілізатор; 11 - мулозгущувач; 12 - мулова вода; 13 - ущільнений стабілізований мул

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.30

Зневоднення осадів міських стічних вод центрифугуванням з флокулянтами «Зетаг» і «Престол» [25]

Осад	Вологість, %	Доза флокулянта, кг/т сухої речовини	Вологість кека, %	Завислі речовини у фугаті, г/л	Ефект затримання сухої речовини, %
Сирий осад первинних відстійників	94-96	- 1,1	73,7-74,5 71,8-72,5	13,4-18,4 3,7-4,5	58-79 96,9-97,3
Суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	95-96	- 2,5-2,75	80 79-78	30 0,5-1,5	48 97,5-97,3
Надлишковий активний мул	97-98	4,2-4,4	86,2-87,4	0,6-4,0	93-97,9
Мезофільно зброджений осад первинних відстійників	-	- 0,82-2,9	75,4 70,6-72,8	7,95 0,7-2,6	69,4 95,5-98,3
Термофільно зброджена суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	97,5-98,5	- 4,6-5,2	85,8 84,5-86,3	15,4 1,5-2,8	42,5 90,6-94,4
Аеробно зброджена суміш осаду первинних відстійників і активного мулу	-	- 4,2-5,5	92,7 87,7-89,5	11,6 0,3-1	39,3 90-98,4

Національний університет
водного господарства
та природокористування

За третьою схемою здійснюється центрифугування зброджeного осаду з наступним зневодненням фугату на мулових майданчиках із дренажем. Навантаження на мулові майданчики при цьому збільшується в 2-3 рази.

За попереднього кондиціонування осадів флокулянтами катіонного типу (доза 0,1-0,5 % маси сухої речовини), ефективність центрифугування значно збільшується (табл. 14.30). Флокулянти вводяться в всмоктувальну чи напірну лінію насоса-дозатора або безпосередньо в центрифугу. При роботі з флокулянтами доцільно застосовувати центрифуги, які працюють при значеннях чинника розділення 400-800, оскільки збільшення швидкості обертання ротора призводить до руйнування флокул і погіршання ефективності розділення. Продуктивність центрифуг, які працюють з флокулянтами, зменшується в два рази у порівнянні з наведеною в табл. 14.29, ефективність затримання сухої речовини осаду збільшується до 90-95 %, а вологість кека складає 65-80 %. Вирішальний вплив на вологість кека має вміст у зневоднюваному осаді колоїдних частинок активного мулу, при збільшенні якого вологість кека зростає.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Табл. 14.31

Основні параметри типових проектів корпусів механічного зневоднення осадів на центрифугах ОГШ

Типовий проект	Продуктивність		Центрифуги		Площа будівлі, м^2
	станції біологічної очистки стічних вод, тис. м^3/добу	за сухою речовиною осаду, т/добу	марка	кількість	
ТП 902-5-6.84	25	6,2	ОГШ-325К	8	640
ТП 902-5-7.84	35	8,7	ОГШ-325К	8	604
ТП 902-2-244	35-50	-	ОГШ-502К-4	6	-
ТП 902-5-7.84	50	12,4	ОГШ-325К-03	10	604
ТП 902-2-243	50-70	-	ОГШ-502К-4	8	421
ТП 902-2-243	70-100	-	ОГШ-502К-4	10	421
ТП 902-5-1	70-100	22,1	ОГШ-631К-02	4	1193
ТП 902-5-2	100-140	31,4	ОГШ-631К-02	8	1329

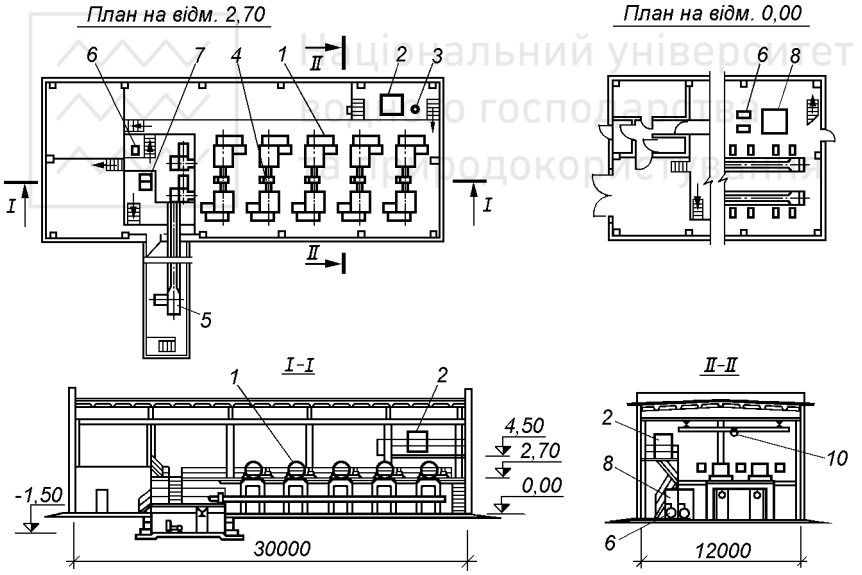


Рис. 14.61. Схема корпусу механічного зневоднення осаду на центрифугах:
1 - центрифуга ОГШ-502К-4; 2 - бак для сирого осаду; 3 - решітка-дробарка РД-200; 4 - бак-розподілювач осаду; 5 - похилий конвейєр; 6, 7 - насоси; 8 - бак для фугату; 9 - горизонтальні конвейєри; 10 - кран підвісний ручний

Розроблені типові проекти цехів механічного зневоднення осадів на центрифугах (табл. 14.31, рис. 14.61). Не дивлячись на відмічені труднощі з обробкою фугату, центрифугування - це найбільш надійний і простий в експлуатації метод зневоднення осаду в діапазоні продуктивності очисних станцій від 1,4 до 150 тис. $м^3$/добу. За кордоном широко застосовуються нові, так звані, прямоточні центрифуги, в яких, на відміну від протиточних центрифуг типу ОГШ, напрями згрібання шнеком осаду й руху фугату співпадають, внаслідок чого зменшується скаламучування осаду та покращується його розділення (в Україні випускається лише одна прямоточна центрифуга - ОГШ-1001 К-01). Використання прямоточних центрифуг і попередня обробка осадів флокулянтами дозволить розширити діапазон продуктивності цехів із центрифугами.

14.7. Знезаражування осадів

Як вже вказувалося в розділі 14.1, осади міських стічних вод вміщують значну кількість мікроорганізмів (в тому числі й патогенних), вірусів, яєць гельмінтів, сальмонел, є небезпечними в санітарному й інфекційному відношенні, а тому повинні піддаватись знезаражуванню. Ступінь знезаражування осадів контролюють за вмістом у них яєць гельмінтів, патогенних і умовно-патогенних бактерій, сальмонел, ентеробактерій та кишкової палички. При необхідності визначається вміст в осадах збудників різних захворювань. При використанні осадів як добрива в них не повинно бути сальмонел і життєдіяльних яєць гельмінтів, число кишкових паличок не повинно перевищувати 10^4, а ентерококів - 10^3 кл/л.

Осади можуть знезаражуватись у рідкому вигляді, після підсушування на мулових майданчиках і після механічного зневоднення.

Для знезаражування та знешкодження осадів можуть застосовуватись термічні (прогрівання, сушіння, спалювання), біотермічні (компостування), хімічні (обробка хімічними речовинами) й біологічні (знищення мікроорганізмів простішими, грибками й рослинами грунту) методи, а також різноманітні види фізичного впливу: радіація, струм високої частоти, ультразвук, ультрафіолетове опромінення тощо. У наш час на практиці застосовуються переважно термічні, біотермічні та хімічні методи знезаражування осадів.

Знезаражування рідких осадів нагріванням до температури 100 °С при експозиції в декілька хвилин забезпечує загибель яєць гельмінтів і відмирання патогенних мікроорганізмів. При температурах 52-56 °С на протязі 5 хв гине багато патогенних бактерій, при температурах 62-74 °С і тривалості експозиції біля 30 хв відмирають віруси. Згідно СНиП 2.04.03-85 знезаражування та дегельмінтизацію сирих, мезофільно зброджених і аеробно стабілізованих осадів слід здійснювати шляхом їх прогрівання до 60 °С і витримування при

ції температурі не менше 20 хв. Однак, як показали результати досліджень, для повного знешкодження патогенних бактерій та яєць гельмінтів при температурі 60 °С тривалість експозиції повинна складати не менше 4 год. Знезаражування осаду при тривалості експозиції 20 хв забезпечується при температурах понад 75 °С.

Найчастіше термічну стабілізацію осадів здійснюють у трубчастих теплообмінниках, використовуючи в якості теплоносія гарячі гази чи пару, або в пристроях типу апаратів заглибленого горіння. Однак слід враховувати, що стабілізація втрачає сенс, якщо потім осад довго не утилізується, бо в ньому можуть повторно розвиватися мікроорганізми, небезпечні в санітарному відношенні.

Хімічне знезаражування осадів здійснюється у випадку подальшого використання їх у сільському господарстві в якості органічного добрива. Для хімічного знезараження осадів застосовують аміак, тіазон, формальдегід і сечовину. Залишковий вміст у осадах названих речовин відвертає реактивацію патогенних мікроорганізмів і підтримує стабільність осадів.

Закордоном, зокрема в США, значного поширення набула обробка осадів гашеним і негашеним вапном, в результаті чого досягається їх стабілізація й знезаражування, покращуються водовіддаючі властивості. Введення гашеного вапна в осад створює лужне середовище, що призводить до припинення процесів гниття та до загибелі яєць гельмінтів. Тривалість витримки осаду після обробки гашеним вапном повинна бути понад 2 доби при початковому pH біля 12,5. Ще більш ефективним є застосування негашеного вапна, при змішуванні якого з осадом температура останнього зростає до 55-70 °С за рахунок екзотермічних реакцій.

Радіаційний спосіб знезаражування осаду полягає в його обробці прискореними електронами й гамма-промінням дозою в 1 Мрад і вище, що повністю знищує патогенні бактерії та яйця гельмінтів. Після такої обробки осад може безперешкодно використовуватись як добриво. При опроміненні необхідно створювати рівномірний шар осаду товщиною, яка не перевищує проникаючу спроможність електронів.

Дегельмінтизація осадів, тобто знищення яєць гельмінтів, здійснюється, як у рідких, так і в механічно зневоднених осадах. Найбільш просто дегельмінтизують рідкі осади: в них вводять гостру пару й перемішують усю масу осаду для прогрівання до температури 60-65 °С.

Для дегельмінтизації механічно зневоднених осадів застосовується установка Академії комунального господарства (м. Москва). Вона складається з пластинчатого конвейєра з приймальним бункером і газових пальників інфрачервоного випромінювання (рис. 14.62). Усередині приймального бункера є спеціальні рамки, які формують на конвейєрі шар осаду товщиною 10-25 мм. Рухаючись на конвейєрі, осад прогрівається до 60 °С. Такі установки

Національний університет
водного господарства
та природокористування

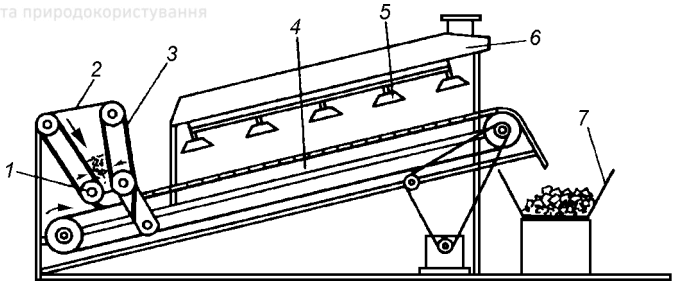


Рис. 14.62. Схема установки для дегельмінтизації осадів:
1 - регулювальні вали; 2 - приймальний бункер осаду; 3 - рухомі стінки бункера; 4 - мета-лева стрічка конвейєра; 5 - газові горілки інфрачервоного випромінювання; 6 - ви-тяжний зонт; 7 - конвейєр обробленого осаду

рекомендується застосовувати на станціях пропускною спроможністю до 20-30 тис. $м^3$/добу стічних вод.

Біотермічна обробка (компостування) осадів стічних вод. Ефективність біотермічного процесу залежить від фізико-хімічного складу осадів, умов життєдіяльності мікроорганізмів, типу наповнювача, умов аерації, гомогенізації та тепломасообміну. Розроблені технологічні схеми біотермічної обробки механічно зневоднених або підсушених на мулових майданчиках осадів стічних вод у штабелях із наповнювачами, в штабелях спільно з твердими побутовими відходами, в біобарабанах на сміттяпереробних заводах, у траншеях із перемішуванням, гомогенізацією й насиченням повітрям. В процесі біотермічного розпаду органічних сполук осадів під дією мікроорганізмів спостерігається перехід від мезофільного до термофільного режиму, в зв'язку з чим зростають швидкості біотермічних реакцій.

При здійсненні біотермічного процесу в аеробних умовах компостування осаду здійснюється з наповнювачами: твердими побутовими відходами, тирсою, листям, корою, сухим осадом стічних вод. Штабелі компосту мають висоту 1,5-3 м при природній і до 5 м - при примусовій аерації. Для формування штабелів застосовуюсять механізми - крани, бульдозери, екскаватори. Для аерації в основу штабеля вкладають перфоровані труби діаметром 100-200 мм із отворами діаметром 5-10 мм. Витрата повітря складає 10-25 $м^3$/год на 1 т органічної речовини осаду. Для збору поверхневого стоку по контуру траншеї влаштовуються лотки.

Компостовану масу необхідно вкрити будь-яким матеріалом для теплоізоляції й відвертання розмноження мух. Тривалість процесу компостування в штабелях складає 3-4 місяці. Компост одержується у виді сипкого мате-

ріалу. Він містить необхідні елементи для росту й розвитку рослин, речовини, що підвищують родючість грунтів, корисну мікрофлору.

При біотермічній обробці суміші осаду стічних вод і твердих побутових відходів останні перед компостуванням піддаються сортуванню й подрібненню, з них вилучаються чорні та кольорові метали. Якщо компостування суміші твердих побутових відходів і осаду здійснюється на заводах, що переробляють сміття, то в цьому випадку можуть застосовуватися спеціальні апарати - ферментери, біобарабани, а також штабелі з механізацією всіх робіт, пов'язаних із експлуатацією штабелів.

14.8. Термічне сушіння та спалювання осадів

Термічне сушіння осадів - це процес видалення вологи з осадів шляхом випаровування та відведення пари, що утворюється. Термічному сушінню звичайно піддають осади, попередньо зневоднені на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах або центрифугах. Висушений осад - це порошкоподібний чи гранульований продукт вологістю 5-30 %. Сухий осад не загниває, не має неприємного запаху, легко транспортується, зручний для подальшої утилізації.

Відомі різноманітні способи термічного сушіння: конвективний, радіаційно-конвективний, контактний, сублімаційний, в електромагнітному полі. Найбільш розповсюджений конвективний спосіб сушіння, при якому теплова енергія, необхідна для випаровування вологи, передається безпосередньо осаду теплоносієм - сушильним агентом. В якості сушильного агента можуть використовуватися топкові гази, перегріта пара або гаряче повітря. Застосування топкових газів більш прийнятне, бо процес сушіння осаду відбувається при відносно високих температурах (500-800 °С), що дозволяє зменшити габарити сушильних установок і витрату енергії на транспортування відхідних газів.

Сушарки конвективного типу поділяють на дві групи. До першої відносяться такі сушарки, в яких, при проходженні сушильного агента через шар осаду, його частинки залишаються нерухомими - барабанні, стрічкові, щілинні й ін.; до другої групи відносяться сушарки, в яких частинки осаду переміщаються й перемішуються потоком сушильного агента - сушарки із завислим (псевдозрідженим) шаром (киплячим, фонтануючим, вихровим) і пневмосушарки.

Будь-яка сушильна установка складається із сушильного апарата й допоміжного обладнання: топки з системою подачі палива, подавача, циклона, скрубера, тягодувних приладів, конвейєрів і бункерів, контрольно-вимірювальних приладів і автоматики.

Барабанні сушарки працюють за схемою з прямоточним рухом осаду та сушильного агента, в якості якого застосовують топкові гази. Вони є найстарішими сушарками, які застосовуються для сушіння осадів стічних вод із 1936 р.

Сушильний агрегат складається з топки, барабанної сушильної камери та вентиляційного пристрою (рис. 14.63). З боку входу топкових газів знаходиться завантажувальна камера, а з боку виходу - розвантажувальна камера. Для відведення відпрацьованих газів встановлюють вентилятор. Сушильний барабан встановлений на катках похило до горизонту під кутом 3-4°. Обертання барабана здійснюється за допомогою вінцевої шестерні, яка знаходиться зовні, та електродвигуна з редуктором. Серійні барабанні сушарки випускаються діаметром 1-3,5 м і довжиною 4-27 м.

Температура топкових газів на вході в сушарку складає 600-800 °С, а на виході з неї - 170-250 °С. Осад переміщається до виходу з барабана завдяки його обертанню й руху топкових газів. Частота обертання барабана складає 1,5-8 хв$^{-1}$. Для виключення можливості налипання осаду на внутрішню поверхню барабана, його рівномірного розподілу, подрібнення й перемішування до внутрішньої поверхні барабана підвішуються корабельні ланцюги. Це дає можливість завантажувати в барабанну сушарку осади вологістю 75-80 %.

Після сушіння в барабанній сушарці осад не загниває, не містить гельмінтів і патогенних мікроорганізмів, має вологість 20-30 %.

Барабанні сушарки мають велику одиничну продуктивність (до 2 т/год за випаровуваною вологою), але малу напругу по волозі, що зумовлює

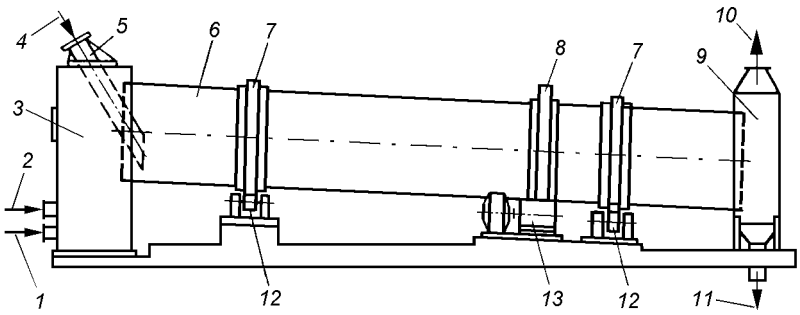


Рис. 14.63. Барабанна сушарка:
1 - подача палива; 2 - подача повітря; 3 - топка зі змішувальною камерою; 4 - подача осаду в сушарку; 5 - завантажувальний пристрій; 6 - барабан сушарки; 7 - бандаж; 8 - вінцева шестерня; 9 - вивантажувальна камера; 10 - відхідні гази; 11 - сухий осад; 12 - опорні ролики; 13 - привід

їх значні габарити, масу та металоємність. Вони мають низький ККД, вимагають високих капітальних витрат і відносно складні в експлуатації.

У **пневмосушарках** сушіння осаду відбувається в трубах довжиною до 20 м. Вони відносяться до апаратів, які працюють в активному гідродинамічному режимі з високою інтенсивністю тепло- та масообміну між теплоносієм (топковими газами) і частинками осаду за так званою рециркуляційною схемою (перед завантаженням в сушарку механічно зневоднений осад змішується із сухим осадом для зменшення його вологості з 70-80 % до 40-50 % і запобігання його злипання й грудкування). Тривалість процесу сушіння в пневмосушарках складає декілька секунд. Перемішування й подрібнення осадів здійснюється в млинах-дробарках чи за допомогою системи шнекових подавачів-грануляторів.

У США, ФРН й інших країнах Заходу для сушіння механічно зневоднених осадів отримали поширення горизонтальні та вертикальні пневматичні труби-сушарки, які випускаються фірмами «Раймонд» і «Рапід».

Пневматична труба-сушарка фірми «Раймонд» являє собою вертикальну трубу довжиною до 20 м, в якій відбувається рух знизу вгору топкових газів і завислих у їх потоці частинок осаду (рис. 14.64). Висушений осад вологістю 10-15 % відділяють від відхідних газів у циклоні та за допомогою роздавального вузла розфасовують або подають у піч, де спалюють. Туди само відсмоктувальним вентилятором подають запилені відхідні гази. Частина висушеного осаду повертається в шнековий подавач, де змішується з новими порціями механічно зневодненого осаду.

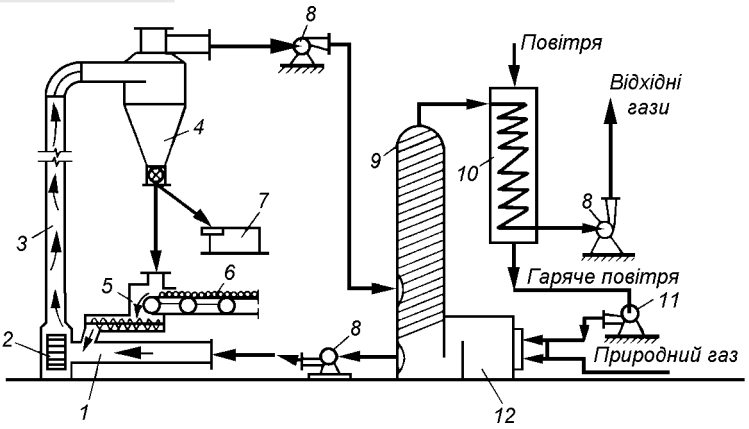


Рис. 14.64. Схема установки з пневматичною трубою-сушаркою фірми «Раймонд»: 1 - розгінна труба; 2 - млин-дробарка; 3 - пневматична труба-сушарка; 4 - циклон-пилоуловлювач; 5 - шнековий подавач; 6 - конвейєр; 7 - фасовочна машина; 8 - димососи; 9 - дезодораційна колона; 10 - теплообмінник; 11 - вентилятор; 12 - топка

Подальшою модифікацією процесу, який здійснюється в пневмосушарках, є сушіння осаду в **сушарках із зустрічними струминами** димових газів. Суть способу сушіння в зустрічних струминах полягає в тому, що частинки осаду, знаходячись у завислому стані в гарячому газовому потоці, тобто утворюючи разом із ним так звану газозавись, рухаються по співвісним горизонтальним трубам назустріч одні одним і в результаті ударної зустрічі струмин вступають у коливальний рух, проникаючи з однієї струмини в іншу. Це призводить до збільшення істинної концентрації матеріалів у зоні сушіння. За достатньо високих швидкостей сушильного агента відбувається подрібнення осаду, збільшується сумарна площа поверхні тепло- та масообміну.

Основними елементами установки є апарат із зустрічними струминами, який виконаний у вигляді двох горизонтальних розгінних труб, що врізаються у вертикальну пневмотрубу, і повітряно-прохідний сепаратор (рис. 14.65). Зневоднений осад, який підлягає сушінню, стрічковим конвейєром подається в бункер для вологого осаду, а звідти - у два двовалкові шнекові подавачі, куди з класифікатора зсипається частина висушеного осаду. Сушильний агент, що генерується спалюванням газу чи мазуту в топкових камерах, через сопла розгінної труби надходить у сушильну камеру, в яку з подавача надходить суміш зневодненого й сухого осадів. За рахунок ударного злиття двох потоків газу й осаду відбувається диспергування та інтенсивне сушіння останнього. Із сушильної камери суміш осаду та газу по пневмотрубі надходить у сепаратор, де відбувається досушування, відділення газів і розділення частинок за фракціями: крупні частинки повертаються в бункер, а мілкі - в той само бункер і на конвейєр сухого осаду. Газовий потік, який вміщує мілку фракцію сухого осаду, надходить у циклони (осад повертається в бункер) і далі послідовно проходить швидкісний промивач - трубу Вентурі,

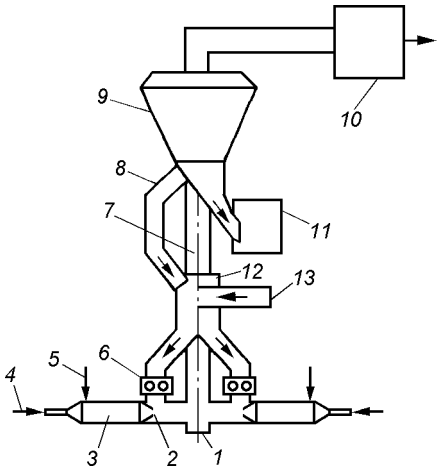


Рис. 14.65. Схема сушарки із зустрічними струминами:
1 - розгінна труба; 2 - сопло; 3 - камера згоряння; 4 - подача стисненого повітря; 5 - подача палива; 6 - двовалковий шнековий подавач; 7 - з'єднувальна пневмотруба; 8 - рециркуляція сухого осаду; 9 - повітряно-прохідний сепаратор; 10 - пристрій для очистки відхідних газів; 11 - бункер для сухого осаду; 12 - приймальна камера; 13 - подача зневодненого осаду

відцентровий скрубер і димосос, що забезпечує видалення газів від усього тракту сушіння. Повітря подається в топки повітродувками, які передбачені в складі установки чи насосно-повітродувної станції очисних споруд.

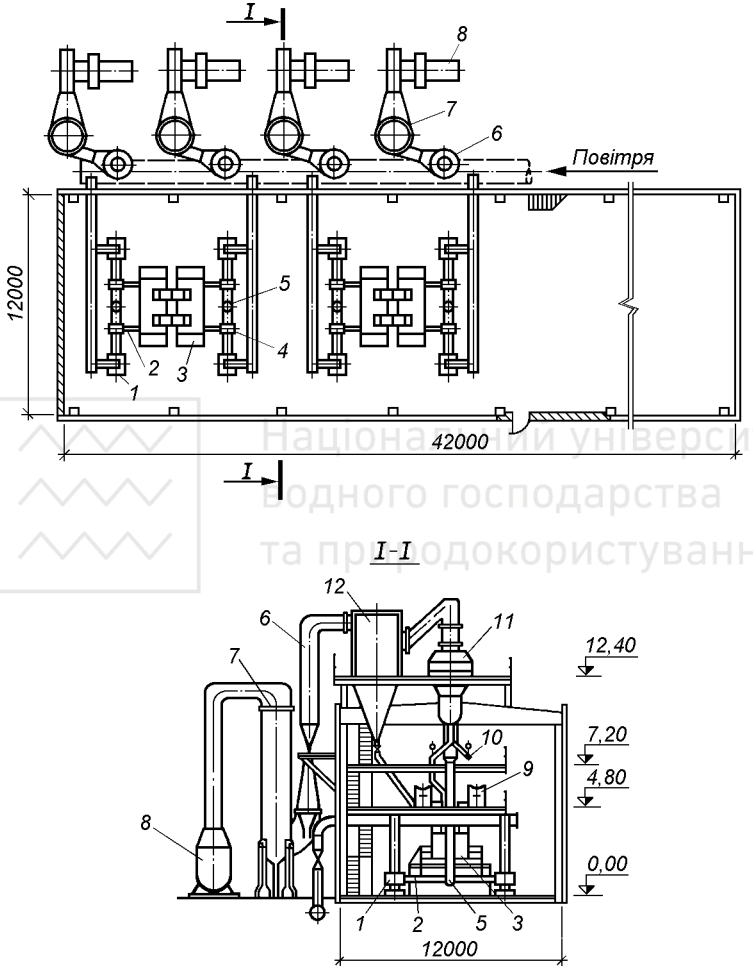


Рис. 14.66. Схема корпусу термічного сушіння осаду в сушарках із зустрічними струминами:

1 - камера згоряння; 2 - двовалковий шнековий подавач; 3 - бункер для зневодненого осаду; 4 - сопло; 5 - розгінна труба; 6 - труба Вентурі; 7 - скрубер; 8 - димосос; 9 - стрічковий конвейєр; 10 - конвейєр сухого осаду; 11 - повітряно-прохідний сепаратор; 12 - батарейний циклон

На основі сушарок із зустрічними струминами марки СВС-3,5-5 розроблені типові проекти корпусів сушіння осадів стічних вод (табл. 14.32, рис. 14.66). Сушарка СВС-3,5-5 має продуктивність за випаровуваною вологою 3500-5000 кг/год, за абсолютно сухою речовиною осаду - 1250-1900 кг/год і забезпечує сушіння осаду з початковою вологістю 75-85 % до вологості 10-40 %.

Таблиця 14.32

Типові корпуси термічного сушіння осадів із сушарками СВС-3,5-5

Типовий проект	Продуктивність		Кількість встановлених сушарок СВС-3,5-5	Загальна площа будівлі, $м^2$
	станції біологічної очистки стічних вод, тис. $м^3$/добу	за сухою речовиною, т/год		
ТП 902-5-4.84	100-140	3,5-5,0	1	360
ТП 902-5-5.84	200-280	7,0-10,0	2	684
ТП 902-2-319	100-140	3,5-5,0	1	450

Сушарки з киплячим шаром застосовуються для сушіння осадів стічних вод на станціях аерації США, Великобританії, ФРН, Франції й інших країн, починаючи з 1960 р. В Українському інституті інженерів водного господарства дослідженням таких сушарок тривалий час займався канд. техн. наук А.І. Терещук із співробітниками [27].

Сушарка з киплячим шаром осаду являє собою циліндро-конічний резервуар (рис. 14.67). Висушуваний осад розміщується на газорозподільній решітці, під яку знизу подаються димові гази. За певної швидкості руху газів шар осаду розширюється, його об'єм і висота збільшуються, частинки осаду починають переміщуватись одна відносно іншої. Утворюється так званий псевдорідкий шар осаду в якому значно інтенсифікуються процеси тепло- та масообміну. Частинки осаду сповзають по боковій поверхні конуса до решітки, де знову підхоплюються потоком теплоносія - таким чином осад циркулює в сушильній камері. Висушений осад вологістю біля 10 % відводиться із сушарки за допомогою розвантажувального пристрою з рухомим порогом. Подача в сушарку механічно зневодненого осаду здійснюється за допомогою шнека. Для зменшення початкової вологості осаду до 50 % він змішується з частиною вже сухого осаду.

Температура топкових газів на вході в сушарку не перевищує 500 °С, а на виході з сушарки складає 150 °С. Сушіння активного мулу в такому «м'якому» режимі дозволяє зберегти його білково-вітамінний комплекс. Іншими перевагами сушарок із киплячим шаром є простота їх конструкції, надійність, відсутність деталей, які труться чи обертаються, можливість регулювання та автоматизації роботи, регулювання тривалості сушіння й інтенсивності теплообміну. Недоліком сушарок є певна складність завантаження осадом у вигляді гранул та їх рівномірного розподілу в об'ємі псевдорідкого

Національний університет
водного господарства
та природокористування

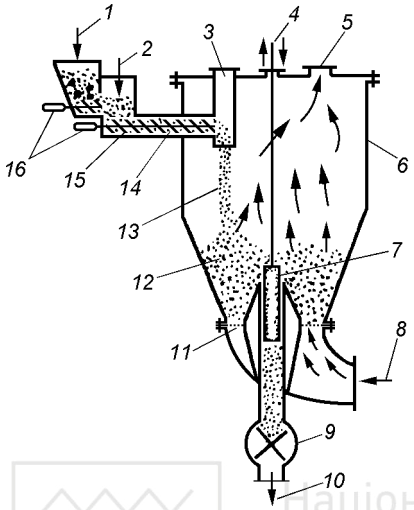


Рис. 14.67. Сушарка з киплячим шаром:
1 - подача зневодненого осаду; 2 - рециркуляція сухого осаду; 3 - оглядовий люк; 4 - пристрій для регулювання висоти переливного порогу; 5 - відхідні гази; 6 - циліндро-конічний корпус; 7 - переливний поріг вивантажувального пристрою; 8 - теплоносій; 9 - секторний затвор; 10 - вивантаження сухого осаду; 11 - газорозподільна решітка; 12 - фонтануючий шар осаду; 13 - надходження осаду в фонтануючий шар; 14 - двовалковий шнековий подавач; 15 - суміш вологого й сухого осаду; 16 - електродвигуни шнеків

Національний університет
водного господарства
та природокористування

шару, необхідність рециркуляції сухого осаду (його кількість досягає 25-40 % усієї маси сухого осаду), потреба в потужному тяго-дуттєвому обладнанні.

Спалювання осадів здійснюють, якщо їх утилізація неможлива або економічно недоцільна, обмежена чи відсутня територія для їх складування, або це потрібно із санітарно-гігієнічних міркувань. Для зменшення витрат енергії спалюванню піддають попередньо зневоднені осади.

Процес спалювання осадів можна умовно поділити на наступні стадії: нагрівання до 100 °С; сушіння при температурах 100-200 °С; горіння при температурах 200-500 °С; прожарювання при температурах 700-1050 °С для вигоряння залишків вуглецю; охолодження.

У наш час для спалювання осадів набули поширення барабанні печі, печі з киплячим шаром і багатоподові печі.

Барабанні печі знайшли найбільше поширення на очисних станціях Франції, ФРН і Великобританії. За конструкцією вони мало відрізняються від барабанних сушарок. Діаметр барабанів складає від 1,5 до 3,5 м і має довжину від 7,5 до 28 м, похил барабанів складає 2-4° (піднятий завантажувальний кінець), швидкість обертання барабану - до 20 год$^{-1}$. Оскільки в середині печей температура досягає 1000-1100 °С, їх футерують шаром вогнетривких матеріалів товщиною 200 мм.

Барабанним печам властиві ті самі недоліки, що й барабанним сушаркам: низькі питомі теплові та вагові навантаження об’єму топки; велика ви-

Національний університет
трата палива через високі тепловтрати; низький тепловий ККД (до 30 %); громіздкість і велика металоємність; швидкий вихід із ладу вогнетривкого футерування; високі капітальні та експлуатаційні витрати.

Піч із киплячим шаром являє собою вертикальний сталевий циліндр, футерований усередині вогнетривкою цеглою. Усередині печі є топкова камера, конусна частина з повітророзподільною безпровальною решіткою й куполоподібним склепінням. На решітці насипаний кварцовий пісок крупністю 0,6-2,5 мм і товщиною шару 0,8-1 м. Киплячий шар піску створюється продуванням повітря через решітку зі швидкістю, при якій частинки зависають у газовому потоці. Повітря подається повітродувкою, нагрівається в рекуператорі димовими газами та надходить під решітку. Осад подається в піч зверху через завантажувальний бункер за допомогою шнекового подавача. У киплячому шарі відбувається інтенсивне перемішування осаду з кварцовим піском, миттєве випаровування вологи й виділення летючих органічних речовин. Весь процес триває 1-2 хв.

Печі з киплячим шаром у наш час експлуатуються на багатьох зарубіжних очисних станціях. Їх широке застосування пояснюється тим, що вони компактні, легко автоматизуються, в зоні горіння не міститься жодних рухомих пристроїв чи механізмів. Вони мають високий тепловий ККД (60-70 %) при відносно невеликих капітальних та експлуатаційних витратах. Крім цього, в печах з киплячим шаром можна спалювати практично будь-які осади стічних вод із різним вмістом мінеральних речовин, процеси сушіння та горіння суміщені й відбуваються дуже інтенсивно. Недоліком розглядуваних печей є велика запиленість відхідних газів, що потребує влаштування складних систем для їх очистки.

Спалювання осаду в багатоподовій печі. Корпус багатоподової печі (рис. 14.28) являє собою вертикальний сталевий циліндр, футерований в середині вогнетривкою цеглою. Топковий простір печі поділений по висоті на сім-дев'ять горизонтальних подів. В центрі печі є вертикальний вал, на якому закріплені горизонтальні ферми пристроїв для згрібання осаду. Кожен під має отвори, розташовані почергово на периферії чи в центральній частині.

Осад подається конвейєром через завантажувальний люк у верхню камеру печі, переміщується скребками до пересипного отвору, скидається на під, що лежить нижче й так далі. Вертикальний вал і ферми скребкових механізмів виконуються порожніми й охолоджуються повітрям, що подається вентилятором.

На верхніх подах осад сушиться, на середніх - відбувається згорання органічної частини осаду при температурі 600-900 °С, а на нижніх - охолодження попелу перед скидом у бункер. Гази відводяться з печі в мокрий пилоуловлювач і димососом викидаються в атмосферу.

Багатоподові печі прості в експлуатації. До їх недоліків відносяться висока будівельна вартість, значні габарити, частий вихід із ладу скребкових пристроїв.

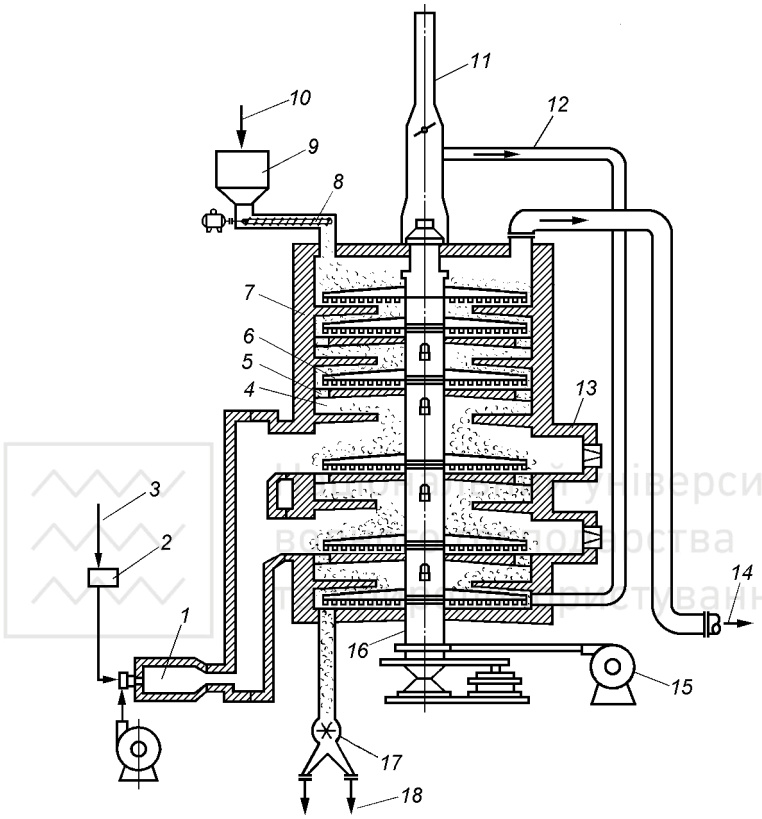


Рис. 14.68. Схема спалювання осадів у багатоподовій печі:
1,13 - зовнішня топка; 2 - газорегулювальна установка; 3 - подача газу; 4 - поди печі; 5 - пересипні отвори; 6 - ферми для згрібання осаду; 7 - корпус печі; 8 - шнековий подавач; 9 - бункер; 10 - подача осаду; 11 - атмосферна труба; 12 - рециркуляційний трубопровід; 14 - відхідні гази; 15 - вентилятор охолодження; 16 - вал печі; 17 - подавач шлюзовий; 18 - зола

14.9. Розрахунок споруд для обробки осадів

14.9.1. Розрахунок мулозгущувачів

Мулозгущувачі розраховуються за максимальною годинною витратою надлишкового активного мулу

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$q_м = \frac{1{,}3 P_i Q_{доб}}{24 \cdot c_м \cdot 1000}, м^3 / год, \quad (14.17)$$

де 1,3 - коефіцієнт сезонної нерівномірності приросту надлишкового активного мулу; P_i - приріст активного мулу (див. формулу 10.48), мг/л; $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; $c_м$ - концентрація надлишкового активного мулу, г/л.

Витрата мулової води, яка відділяється в процесі ущільнення мулу і направляється для очистки в аеротенки, становить

$$q_{мв} = q_м \frac{\left(W_{ну} - W_{ущ}\right)}{100 - W_{ущ}}, м^3 / год, \quad (14.18)$$

де $W_{ну}$ і $W_{ущ}$ - відповідно вологість неущільненого й ущільненого (табл. 14.33) надлишкового активного мулу, %.

Годинна витрата ущільненого мулу при цьому складе

$$q_{ущ} = q_м - q_{мв}, м^3 / год. \quad (14.19)$$

Площу поперечного перетину центральних труб і зон ущільнення усіх **вертикальних мулозгущувачів** можна обчислити за формулами:

$$f_{цт} = \frac{q_м}{3600 \upsilon_{цт}}, м^2, \quad (14.20)$$

$$f_{зу} = \frac{q_{мв}}{3{,}6 \upsilon_{зу}}, м^2, \quad (14.21)$$

де $\upsilon_{цт}$ - швидкість руху мулу в центральній трубі мулозгущувача, яка приймається рівною 0,1 м/с; $\upsilon_{зу}$ - швидкість руху мулової води у зоні ущільнення мулозгущувача (табл. 14.33), мм/с.

Кількість мулозгущувачів N приймається не менше 2. Діаметр одного мулозгущувача при цьому визначимо з виразу

$$D = \sqrt{\frac{f_{цт} + f_{зу}}{0{,}785 N}}, м. \quad (14.22)$$

Вертикальні мулозгущувачі влаштовують на базі типових первинних вертикальних відстійників (див. табл. 6.4). Тривалість ущільнення мулу в мулозгущувачі становить

$$T_{ущ} = h_{зу} / 3{,}6 \upsilon_{зу}, год, \quad (14.23)$$

Національний університет
та природокористування

де $h_{зе}$ - розрахункова глибина проточної частини мулозгущувача, м.

Табл. 14.33

Розрахункові параметри гравітаційних мулозгущувачів [7]

Характеристика надлишкового активного мулу	Вологість ущільненого активного мулу, %		Тривалість ущільнення, год		Швидкість руху рідини у відстійній зоні вертикального мулозгущувача, мм/с
	Мулозгущувач				
	вертикальний	радіальний	вертикальний	радіальний	
Мулова суміш із аеротенків з концентрацією 1,5-3 г/л	-	97,3	-	5-8	-
Активний мул із вторинних відстійників з концентрацією 4 г/л	98	97,3	10-12	9-11	Не більше 0,1
Активний мул із зони відстоювання аеротенків-відстійників з концентрацією 4,5-6,5 г/л	98	97	16	12-15	Не більше 0,1

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Отримане значення тривалості ущільнення повинно знаходитись в рекомендованих межах (табл. 14.33).

Тривалість зберігання ущільненого мулу в муловій частині мулозгущувача складає

$$T_{зб} = W_{зз} N / q_{ущ}, год, \quad (14.24)$$

де $W_{зз}$ - об'єм мулової частини мулозгущувача, м^3.

Тривалість зберігання ущільненого мулу не повинна перевищувати рекомендовану, яка складає 8 год.

Якщо розрахункова кількість вертикальних мулозгущувачів перевищує 4, то рекомендується застосовувати **радіальні мулозгущувачі**, які мають більші розміри.

Розрахунок радіальних мулозгущувачів здійснюється за розрахунковим навантаженням на поверхню дзеркала води q_o, яке складає 0,5 і 0,3 м^3/(м^2.год) за концентрацій надлишкового активного мулу $C_м$ відповідно 2-3 і 5-8 г/л [28]. Площу поверхні дзеркала води усіх радіальних мулозгущувачів можна обчислити за формулою

$$f = q_м / q_o, м^2, \quad (14.25)$$

а діаметр одного мулозгущувача - за формулою

Національний університет
водного господарства
та природокористування

$$D = \sqrt{f / 0{,}785N}, м. \quad (14.26)$$

Радіальні мулозгущувачі влаштовуються на базі радіальних вторинних відстійників (див. табл. 11.2).

Висота зони зберігання мулу приймається рівною 0,3 м - при застосуванні для згрібання осаду мулоскребів і 0,7 м - при застосуванні мулососів. Висота зони ущільнення мулу визначається за формулою

$$h_{зо} = q_o T_{ущ}, м, \quad (14.27)$$

де $T_{ущ}$ - тривалість ущільнення, яка для радіальних мулозгущувачів приймається рівною 5-8 і 10 год при концентраціях надлишкового активного мулу $c_м$ відповідно 2-3 і 5-8 г/л.

14.9.2. Розрахунок аеробних стабілізаторів

На міських очисних спорудах аеробній стабілізації найчастіше піддають суміш сирого осаду первинних відстійників і неущільненого надлишкового активного мулу. Маса беззольної речовини суміші при цьому становить

$$C_{бз} = O_{бз} + M_{бз}, т / добу, \quad (14.28)$$

її об'єм

$$C = O + M, м^3 / добу, \quad (14.29)$$

а її вологість

$$W_c = 100(1 - \frac{O_c + M_c}{O + M}), \%, \quad (14.30)$$

де $O_{бз}$ і $M_{бз}$, O_c і M_c, O і M - відповідно маса беззольної речовини (т/добу), маса сухої речовини (т/добу) і об'єм ($м^3$/добу) сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу.

За температури 20 °С тривалість аеробної стабілізації осаду визначається за п. 6.365 СНиП 2.04.03-85. Тривалість стабілізації зменшується (збільшується) у 2-2,2 рази при збільшенні (зменшенні) температури на кожні 10 °С.

Розрахунковий об'єм зони аерації стабілізатора становить

$$V_{ас} = C \cdot T_{ас}, м^3, \quad (14.31)$$

де $T_{ас}$ - тривалість стабілізації осаду при температурі, яка приймається рівною мінімальній середньомісячній температурі стічних вод, діб.

Національний університет водного господарства та природокористування

За розпаду в процесі аеробної стабілізації осаду 40 % його беззольної речовини, масу сухої речовини аеробно стабілізованого осаду можна визначити з виразу

$$C_{ac} = O_c + M_c - 40C_{бз} / 100, т / добу. \quad (14.32)$$

Ущільнення стабілізованого осаду доцільно здійснювати в спеціальній зоні, виділеній усередині аеробного стабілізатора. Об'єм зони ущільнення осаду при цьому складе

$$V_{зу} = C \cdot T_y, м^3, \quad (14.33)$$

де T_y = 1,5-5 год - тривалість ущільнення аеробно стабілізованого осаду [3].

За отриманими значеннями розрахункових об'ємів зон аерації й ущільнення стабілізованого осаду підбирають типові аеробні стабілізатори (табл. 14.10).

Витрата повітря, яке подається в аеробний стабілізатор, повинна складати

$$Q_{пов} = V_{ac}^{ф} . q_{ac}, м^3 / год, \quad (14.34)$$

де $V_{ac}^{ф}$ - фактичний об'єм зони аерації прийнятих аеробних стабілізаторів, м^3; q_{ac} - питома витрата повітря, м^3/год на 1 м^3 об'єму зони аерації стабілізатора, яка приймається в залежності від вологості осаду W_c. Питома витрата повітря становить 1-2 м^3/(год.м^3) при вологості осаду W_c відповідно 99,5-97,5 % ([7], п. 6.366).

Інтенсивність аерації визначають за виразом

$$J = Q_{пов} . H / V_{ac}^{ф}, м^3 / (м^2 . год), \quad (14.35)$$

де H - гідравлічна глибина аеробного стабілізатора, м.

Інтенсивність аерації не повинна бути менш як 6 м^3/(м^2.год) ([7], п. 6.366).

Витрата ущільненого аеробно стабілізованого осаду становить

$$Q_{ac}^{y} = \frac{C_{ac} \cdot 100}{100 - W_{ac}^{y}}, м^3 / добу, \quad (14.36)$$

де W_{ac}^{y} =96,5-98,5 % - вологість ущільненого аеробно стабілізованого осаду ([7], п. 6.367).

Мулова вода у кількості

$$Q_{мв} = C - Q_{ac}^{y}, м^3 / добу, \quad (14.37)$$

направляється для очистки в аеротенки.

НДІ ВОДГЕО запропонована нова методика розрахунку аеробних стабілізаторів [29], яка грунтується на рівняннях, подібних до рівнянь кінетики ферментативних реакцій, що використовуються для розрахунку аеротенків. Головною перевагою нової методики є більш точне визначення тривалості аерації й кількості повітря, необхідного для здійснення процесу аеробної стабілізації.

14.9.3. Розрахунок споруд для анаеробного зброджування осадів
14.9.3.1. Розрахунок септиків

Розрахунок септиків полягає у визначенні об'єму зони відстоювання й мулової частини (кірки та осаду на дні).

Об'єм зони відстоювання визначають за формулою

$$W_в = Q_{доб} T_в, м^3, \tag{14.38}$$

де $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу; $T_в$ - тривалість перебування стічних вод у зоні відстоювання, діб.

При витраті очищуваних стічних вод до 5 м^3/добу $T_в$ = 3 доби, а при витраті понад 5 м^3/добу - $T_в$ = 2,5 доби ([7], п. 6.79).

В розрахунку на одного жителя об'єм мулової частини септика можна визначити за таким виразом

$$W_м^1 = \frac{0{,}8.180(100-95)(1-0{,}3)}{(100-90)} \cdot 1{,}2 = 60{,}5 л / жит, \tag{14.39}$$

де 0,8 л/добу - кількість затримуваного осаду вологістю 95 % у розрахунку на одного жителя; 180 діб - тривалість зброджування осаду в септику; 0,3 - розпад беззольної речовини осаду, частка одиниці; 90 % - середня вологість осаду в септику; 1,2 - коефіцієнт, що враховує осад, який залишається в якості «затравки»при очищенні септика.

Таким чином, об'єм мулової частини септика дорівнюватиме

$$W_{мул} = W_{мул}^1 N_к / 1000, м^3, \tag{14.40}$$

де $N_к$ - кількість жителів, що проживають в каналізованій зоні.

Загальний об'єм септика складе

$$W_c = W_в + W_м, м^3. \tag{14.41}$$

Загальний об'єм септика дозволяється зменшувати на 15-20 % за середньозимової температури стічних вод понад 10 °С чи за норми водовідведення понад 150 л/добу на одного жителя.

За отриманим значенням W_c підбираються типові септики. Однокамерні септики приймають за витрати стічних вод до 1 м^3/добу; двокамерні -

Національний університет
до 10 і трикамерні - за витрати понад 10 м^3/добу. Об'єм першої камери в двокамерних септиках приймають рівним 75, а в трикамерних - 50 % розрахункового об'єму. При цьому об'єм другої й третьої камер приймаються по 25 % розрахункового об'єму. У септиках із залізобетонних кілець усі камери приймаються рівного об'єму.

14.9.3.2. Розрахунок двоярусних відстійників

Розрахунок двоярусних відстійників розпочинають із визначення необхідного об'єму відстійних жолобів

$$W_{ж} = Q \cdot T_{в}, м^3, \tag{14.42}$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год; $T_{в}$ = 1,5 год - розрахункова тривалість відстоювання стічних вод у жолобах.

Відтак приймається типовий двоярусний відстійник із площею поперечного перетину жолобу $S_{ж}$ й довжиною $L_{ж}$ (див. табл. 14.14). Розрахункова кількість двоярусних відстійників

$$N = W_{ж} / 2S_{ж}L_{ж}, \tag{14.43}$$

повинна бути не менша 2.

У залежності від середньозимової температури стічних вод за табл. 14.34 визначається об'єм септичної камери $W_{м}^1$, л/рік, який припадає на одного жителя. Загальний об'єм септичної камери повинен складати

$$W_{c} = K \cdot W_{м}^1 \cdot N_{зв}^{зр} / 1000, м^3, \tag{14.44}$$

де $N_{зв}^{зр}$ - зведене число жителів за завислими речовинами; K - коефіцієнт збільшення об'єму септичної камери, який приймається рівним 1,7 - у випадку подачі в неї надлишкового активного мулу з аеротенків на повну очистку й надлишкової біологічної плівки із високонавантажуваних біофільтрів і 1,3 - у випадку подачі у септичну камеру надлишкової біоплівки із краплинних біофільтрів і надлишкового активного мулу з аеротенків на неповну очистку.

Якщо стічні води, освітлені в двоярусних відстійниках, подаються на поля фільтрації то об'єм їх септичної камери допускається зменшувати не більш ніж на 20 %. Відстань від шару осаду в септичній камері до щілин жолобів повинна бути не менше 0,5 м.

Розрахункова ефективність затримання завислих речовин у двоярусних відстійниках складає 40-50 %. Об'єм зброженого осаду вологістю 90 % визначають з урахуванням розпаду його беззольної речовини осаду, який складає 40 %.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.34

Об'єм септичної камери двоярусних відстійників [7]

Середньозимова температура стічних вод, °С	6	7	8,5	10	12	15	20
Об'єм септичної камери, л/(жит.рік)	110	95	80	65	50	30	15

За середньорічної температури повітря менш ніж 3,5 °С і добової витрати очищуваних стічних вод $Q_{доб}$ до 500 м^3/добу двоярусні відстійники розміщують в опалюваних приміщеннях, а за середньорічної температури повітря між 3,5 та 6 °С і $Q_{доб}$ до 100 м^3/добу - в неопалюваних приміщеннях. В зимовий час двоярусні відстійники перекривають дерев'яними щитами.

14.9.3.3. Освітлювачі-перегнивачі

Основні технологічні параметри власне освітлювачів приймаються такими, що складають (див. розділ 6.7): швидкість руху стічних вод у центральній трубі $\upsilon_{цт}$ - 0,5-0,7 м/с; швидкість руху стічних вод у зоні відстоювання $\upsilon_{зо}$ - 0,8-1,5 мм/с; швидкість виходу стічних вод із нижнього отвору камери флокуляції υ_o - 8-10 мм/с; тривалість перебування стічних вод у камері флокуляції $T_ф$ - 20 хв; глибина камери флокуляції $H_ф$ - 4-5 м.

Площу поперечного перетину центральних труб визначають за формулою

$$f_{цт} = Q / 3600\upsilon_{цт}, м^2, \tag{14.45}$$

площу поперечного перетину камер флокуляції

$$f_ф = T_ф Q / 60H_ф, м^2, \tag{14.46}$$

а зон відстоювання

$$f_{зо} = Q / 3{,}6\upsilon_{зо}, м^2, \tag{14.47}$$

де Q - розрахункова витрата очищуваних стічних вод, м^3/год.

Кількість освітлювачів-перегнивачів N приймають не менше 2. У такому випадку діаметр одного освітлювача, що дорівнює

$$D = \sqrt{\frac{f_{цт} + f_ф + f_{зо}}{0{,}785N}}, м, \tag{14.48}$$

не повинен перевищувати 9 м ([7], п. 6.76).

Розміри типових освітлювачів-перегнивачів наведені в табл. 14.15.

Розрахунок об'єму перегнивача здійснюють за добовою дозою завантаження осаду $Д_з$ вологістю 95 %, яка приймається у відсотках за середньозимовою температурою стічних вод чи осаду (табл. 14.35)

$$W_n = 100C / Д_з, м^3, \tag{14.49}$$

де C - сумарний об'єм сирого осаду та надлишкового активного мулу або надлишкової біоплівки, які надходять у перегнивач, м^3/добу.

Таблиця 14.35

Доза завантаження перегнивача [7]

Середньозимова температура стічних вод чи осаду, °С	6	7	8,5	10	12	15	20
Добова доза завантаження осаду $Д_з$, %	0,72	0,85	1,02	1,28	1,7	2,57	5

Кількість осаду вологістю 95 %, що затримується в освітлювачі, визначають за розрахунковим ефектом затримання завислих речовин, який приймають рівним 70 %. Об'єм, масу сухої та беззольної речовини надлишкового активного мулу чи надлишкової біоплівки, а також суміші осадів, яка завантажуються в перегнивач, визначають за тими само формулами, за якими здійснюють розрахунок метантенків (див. наступний розділ). У випадку, коли вологість суміші осадів W_c, що завантажується в перегнивач, відрізняється від 95 %, добова доза завантаження $Д_з$ уточнюється множенням на відношення $(100-95)/(100-W_c)$. Об'єм зброджeного осаду визначають з урахуванням розпаду 50 % його беззольної речовини.

14.9.3.4. Розрахунок метантенків

Вихідними даними для розрахунку метантенків є маси сухої та беззольної речовини, а також об'єми сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу чи надлишкової біоплівки, що підлягають зброджуванню.

Масу сухої речовини сирого осаду первинних відстійників $О_{сух}$ визначають за формулою (6.27), яка враховує ефективність первинного освітлення стічних вод, а також збільшення об'єму осаду за рахунок крупних фракцій завісі, що не уловлюються при відбиранні проб для аналізу.

Масу сухої речовини надлишкового активного мулу визначають за виразом

$$M_{сух} = 1{,}3(P_i - a_t)Q_{доб} / 10^6, т / добу, \tag{14.50}$$

Національний університет
водного господарства
та природокористування

де 1,3 - коефіцієнт сезонної нерівномірності приросту надлишкового активного мулу; P_i - приріст активного мулу, мг/л; a_t - винос мулу з вторинних відстійників, мг/л; $Q_{доб}$ - добова витрата очищуваних стічних вод, м^3/добу.

Маса беззольної речовини сирого осаду первинних відстійників становить

$$O_{бз} = O_{сух}(100 - B_{го})(100 - З_о) / 10^4, m / добу, \quad (14.51)$$

а надлишкового активного мулу

$$M_{бз} = M_{сух}(100 - B_{гм})(100 - З_м) / 10^4, m / добу, \quad (14.52)$$

де $B_{го}$ і $B_{гм}$ - гігроскопічна вологість осаду та мулу, яка приймається рівною 5-6 %; $З_о$ і $З_м$ - зольність осаду та мулу, яка для міських стічних вод може бути прийнята рівною 30 %.

Витрата сирого осаду первинних відстійників, що надходить в метантенки, може бути визначена за формулою (6.28).

Витрата ущільненого надлишкового активного мулу становить

$$M = \frac{100 M_{сух}}{100 - W_м}, м^3 / добу, \quad (14.53)$$

де $W_м$ - вологість ущільненого надлишкового активного мулу (див табл. 14.33), %.

Сумарна витрата суміші осадів, що надходить у метантенки, становить

$$C = O + M, м^3 / добу, \quad (14.54)$$

а вміст в суміші відповідно сухої та беззольної речовини -

$$C_{сух} = O_{сух} + M_{сух}, m / добу; \quad (14.55)$$

$$C_{бз} = O_{бз} + M_{бз}, m / добу. \quad (14.56)$$

Вологість і зольність суміші осадів, що надходить в метантенки, можуть бути визначені за формулами

$$W_c = 100(1 - C_{сух} / C), \%; \quad (14.57)$$

$$З_c = 100\left(1 - \frac{C_{бз}}{O_{сух}(1 - B_{го} / 100) + M_{сух}(1 - B_{гм} / 100)}\right), \%. \quad (14.58)$$

Вибір температурного режиму зброджування осаду здійснюється у відповідності до рекомендацій, наведених раніше в розділі 14.4.2.2. Для прийнятого режиму зброджування осаду в залежності від його вологості W_c за таблицею 14.12. приймається доза завантаження метантенка $Д$, %.

Національний університет водного господарства та природокористування

Оскільки в осадах стічних вод містяться ПАР, які негативно впливають на процеси зброджування, то добову дозу завантаження слід уточнити за формулою

$$Д_{ПАР} = \frac{10 Д_{ПАР}^{гр}}{C_{ПАР}\left(100 - W_c\right)}, \%, \qquad (14.59)$$

де $Д_{ПАР}^{гр}$ - гранично допустиме навантаження ПАР робочого об'єму метантенка, г/м^3; $C_{ПАР}$ - вміст ПАР у сухій речовині осаду, мг/г.

Гранично допустиме навантаження ПАР робочого об'єму метантенка приймається: 40 г/м^3 - для алкилбензолсульфонатів із прямим алкильним ланцюжком; 85 г/м^3 - для інших «м'яких» і проміжних аніонних ПАР; 65 г/м^3 - для аніонних ПАР у побутових стічних водах.

Вміст ПАР у сухій речовині осаду, що завантажується в метантенк, визначається за формулою

$$C_{ПАР} = \frac{O_{сух} \cdot a_o + M_{сух} \cdot a_м}{O_{сух} + M_{сух}}, мг/г, \qquad (14.60)$$

де a_o і $a_м$ - вміст ПАР, мг на 1г сухої речовини відповідно сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу ([7], табл. 60).

Як розрахункова доза завантаження метантенка $Д_р$ приймається менше з двох отриманих значень $Д$ і $Д_{ПАР}$. Розрахунковий об'єм метантенків при цьому дорівнює

$$W_{мт} = \frac{C}{Д_р} \cdot 100, м^3. \qquad (14.61)$$

За таблицею 14.16. приймаються типові метантенки (не менше двох), сумарний фактичний об'єм яких $W_{мт}^{ф}$ не повинен бути меншим від розрахункового $W_{мт}$. Фактична доза завантаження метантенків при цьому складе

$$Д_{мт}^{ф} = \frac{C}{W_{мт}^{ф}} \cdot 100, \%. \qquad (14.62)$$

За наявності даних про хімічний склад зброджуваного осаду гранична межа розпаду його беззольної речовини може бути визначена за формулою (14.4). При відсутності таких даних гранична межа розпаду беззольної речовини осаду визначається за формулою

Національний університет водного господарства та природокористування

$$R_{гр} = \frac{R_o O_{бз} + R_м M_{бз}}{O_{бз} + M_{бз}}, \%, \quad (14.63)$$

де R_o і $R_м$ - граничні межі розпаду беззольної речовини сирого осаду первинних відстійників і надлишкового активного мулу, які приймаються рівними відповідно 53 і 44 % ([7], п. 6.353).

Фактичний розпад беззольної речовини в процесі зброджування осаду визначається за формулою

$$R_ф = R_{гр} - K_r Д^{ф}_{мт}, \%, \quad (14.64)$$

де K_r - коефіцієнт, що враховує реальні умови зброджування осаду й приймається за таблицею 14.36.

Маса беззольної речовини, яка розпалася в процесі анаеробного зброджування осаду, визначається за формулою

Таблиця 14.36

Значення коефіцієнта K_r [7]

Режим зброджування	Значення коефіцієнта K_r при вологості завантажуваного осаду, %				
	93	94	95	96	97
Мезофільний	1,05	0,89	0,72	0,56	0,40
Термофільний	0,455	0,385	0,31	0,24	0,17

Національний університет водного господарства та природокористування

$$C^{р}_{бз} = \frac{C_{бз} \cdot R_ф}{100} m / добу. \quad (14.65)$$

Вологість збродженого осаду буде складати

$$W_{зо} = 100(1 - (C_{сух} - C^{р}_{бз}) / C), \%; \quad (14.66)$$

а його зольність

$$З_{зо} = 100\left(1 - \frac{100(C_{бз} - C^{р}_{бз})}{(C_{сух} - C^{р}_{бз})(100 - B_{гс})}\right), \%, \quad (14.67)$$

де $B_{гс}$ - гігроскопічна вологість збродженого осаду, яка приймається рівною 5-6 %.

Об'єм біогазу, який отримується в процесі зброджування осаду, складає

$$V_г = 1000 q_г C^{р}_{бз}, м^3 / добу, \quad (14.68)$$

Національний університет
та природокористування

де $q_г$ - питомий вихід газу, який становить 1 м^3 на 1 кг беззольної речовини осаду, що розпалася в процесі зброджування.

Необхідний вміст газгольдерів для регулювання тиску й зберігання біогазу складає

$$W_{гг} = \frac{V_г \cdot t_з}{24}, м^3, \quad (14.69)$$

де $t_з$ - тривалість перебування газу в газгольдерах, яка приймається в межах 2-4 год.

Кількість газгольдерів приймається не менше 2, розміри типових газгольдерів наведені в табл. 14.18.

14.9.3.5. Розрахунок споруд для промивки та ущільнення промитого осаду

Об'єм резервуарів для промивки осаду повинен складати:

$$V_{КПО} = \frac{C(1+n)t_{пр}}{60t_{вив}}, м^3, \quad (14.70)$$

де C - добовий об'єм збродженого осаду, м^3/добу; n - питома витрата промивної води ([7], п.6.369), м^3 на 1 м^3 збродженого осаду; $t_{пр}$ = 15-20 хв - тривалість промивки осаду ([7], п. 6.370); $t_{вив}$ = 21-24 год - тривалість вивантаження осаду з метантенків.

Витрата повітря на перемішування суміші осаду і промивної води становить

$$Q_{пов} = \frac{C(1+n)q_o}{t_{вив}}, м^3 / год, \quad (14.71)$$

де q_o = 0,5 м^3/м^3- питома витрата повітря на промивку осаду ([7], п. 6.370).

Резервуари для промивки осаду (не менше двох) влаштовуються із залізобетонних кілець чи на основі типових залізобетонних резервуарів і розміщуються, як правило, у спеціальному приміщенні - камері промивки осаду.

Об'єм зони ущільнення в ущільнювачах промитого осаду визначають за виразом

$$V_{зу} = \frac{C(1+n)t_{зу}}{t_{вив}}, м^3, \quad (14.72)$$

де $t_{зу}$ - тривалість ущільнення промитого осаду, год.

Національний університет

Тривалість ущільнення складає 12-18 і 20-24 год відповідно для осадів, зброджених у мезофільних і в термофільних умовах ([7], п.6.361).

Об'єм мулової частини ущільнювачів промитого осаду становить

$$V_{мз} = \frac{C\left(100 - W_{зо}\right)}{100 - W_{ущ}} \cdot t_{мз}, м^3, \tag{14.73}$$

де $W_{зо}$ - вологість збродженого осаду, %; $W_{ущ}$ = 94-96 % - вологість ущільненого осаду ([7], п. 6.371); $t_{мз}$ - тривалість перебування промитого ущільненого осаду в мулові частині, яка приймається рівною 2 доби.

Загальний об'єм ущільнювачів промитого осаду становить

$$V_{ущ} = V_{зу} + V_{мз}, м^3. \tag{14.74}$$

Ущільнювачі промитого осаду (не менше двох) влаштовуються на базі первинних вертикальних чи вторинних радіальних відстійників.

Об'єм ущільненого осаду, який видаляється із ущільнювача, складає

$$Q_{ущ} = \frac{C\left(100 - W_{зо}\right)}{100 - W_{ущ}}, м^3 / добу, \tag{14.75}$$

а об'єм мулової води, яка відділяється при цьому, -

$$Q_{мв} = C(1+n) - Q_{ущ}, м^3 / добу. \tag{14.76}$$

Для зменшення вмісту забруднень у мулові воді, що скидається в «голову» очисних споруд, передбачається подача в камери промивки до 50 % хлорного заліза, яке використовується для кондиціонування осаду, та фільтрату від вакуум-фільтрів ([7], п. 6.371).

14.9.3.6. Розрахунок установок для механічного зневоднення осадів

Для кондиціонування осаду перед механічним зневодненням на вакуум-фільтрах застосовується хлорне залізо (чи сірчанокисле окисне залізо) і вапно у вигляді 10 %-х розчинів. Дози реагентів приймаються у відсотках маси сухої речовини осаду в залежності від способу його попередньої обробки (табл. 14.19). Таким чином, в перерахунку на чисту речовину, дози реагентів складатимуть

$$M_{FeCl_3} = C_c^{зо} \cdot Д_{FeCl_3} / 100, т / добу; \tag{14.77}$$

$$M_{CaO} = C_c^{зо} \cdot Д_{CaO} / 100, т / добу, \tag{14.78}$$

а в перерахунку на товарні реагенти

Національний університет водного господарства та природокористування

$$M_{FeCl_3}^{тов} = 100\, M_{FeCl_3} / b_{FeCl_3}^{тов}, т / добу; \quad (14.79)$$

$$M_{CaO}^{тов} = 100\, M_{CaO} / b_{CaO}^{тов}, т / добу, \quad (14.80)$$

де $C_c^{зо}$ - маса сухої речовини зброджeного осаду, т/добу; $Д_{FeCl_3}$ і $Д_{CaO}$ - дози відповідно хлорного заліза й вапна (табл. 14.19), %; $b_{FeCl_3}^{тов}$ і $b_{CaO}^{тов}$ - вміст відповідно $FeCl_3$ і CaO у товарних реагентах, %.

Необхідна площа фільтруючої поверхні вакуум-фільтрів становить

$$F_{вф} = \frac{1000 C_c^{зо}}{q_{вф} \cdot t_ф}, м^2, \quad (14.81)$$

де $q_{вф}$ - продуктивність вакуум-фільтра (табл. 14.23), кг/(м^2·год); $t_ф$ - тривалість роботи вакуум-фільтра на протязі доби, яка складає 20-22 год.

За отриманим значенням площі фільтруючої поверхні підбирається кількість робочих вакуум-фільтрів марок $БОУ$ чи $Б_{сх}ОУ$, які серійно випускаються промисловістю (табл. 14.22). Кількість резервних вакуум-фільтрів приймається за табл. 14.24.

Питома річна потреба 20 %-ї інгібованої соляної кислоти для промивання фільтрувальної тканини $Д_{HCl}$, складає 20 л/рік - для вакуум-фільтрів із сходячим полотном, а для вакуум-фільтрів інших типів - 50 л/рік на 1м^2 фільтруючої поверхні ([7], 6.375). Таким чином, у розрахунку на всі прийняті робочі вакуум-фільтри це складе

$$Q_{HCl} = \frac{F_{факт} \cdot Д_{HCl}}{1000}, м^3, \quad (14.82)$$

де $F_{факт}$ - сумарна площа фільтруючої поверхні всіх прийнятих робочих вакуум-фільтрів, м^2.

Продуктивність вакуум-насосів визначається з умови забезпечення витрати повітря 0,5м^3/хв на 1м^2 , а витрата стисненого повітря - 0,1 м^3/хв на 1м^2 площі фільтруючої поверхні ([7], п. 6.379).

Розрахункова продуктивність вакуум-насосів при цьому становитиме

$$Q_{вн} = F_{факт} \cdot 0{,}5, м^3 / хв, \quad (14.83)$$

а продуктивність повітродувок -

$$Q_{пд} = F_{факт} \cdot 0{,}1, м^3 / хв. \quad (14.84)$$

Для створення вакууму й подачі на вакуум-фільтри стисненого повітря приймаються агрегати марки ВВН (табл. 14.37).

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 14.37

Технічна характеристика вакуум-насосів і повітродувок ВВН

Марка	Подача, м^3/год		Потужність, що споживається, кВт	
	вакуум-насоса при вакуумі 70 %	повітродувки при надлишковому тиску нагнітання, 50 кПа	вакуум-насоса	повітродувки
ВВН-1,5	1,5	1,5	3,4	3,3
ВВН-3	3,0	3,3	5,5	5,3
ВВ-6	6,0	6,0	13,0	13,4
ВВН-12	12,0	10,4	18,0	21,0
ВВН-25	25,0	25,0	58,0	63,0
ВВН-50	50,0	53,0	100,0	120,0

Об'єм кека, отримуваного в результаті зневоднення осаду, можна визначити за формулою

$$Q_{кек} = \frac{100C_c^{зо}}{100 - W_{кек}}, м^3 / добу, \quad (14.85)$$

де $W_{кек}$ - вологість кека (табл. 14.23), %.

Об'єм фільтрату, який подається в камери промивки осаду, складає

$$Q_ф = Q_{ущ} - Q_{кек}, м^3 / добу. \quad (14.86)$$

У випадку механічного зневоднення осаду за допомогою фільтр-пресів їх розрахунок також здійснюють за формулами (14.77) - (14.81). При цьому дозу реагентів для кондиціонування осадів приймають за табл. 14.19, а продуктивність фільтр-преса й вологість кека - за табл. 14.23.

При зневодненні осадів на центрифугах їх кількість визначають за годинною продуктивністю, яку можна приймати за табл. 14.27, паспортним даним центрифуг чи визначати за формулою (14.16). Вміст сухої речовини у фугаті слід визначати за табл. 14.29. Якщо для кондиціонування осаду застосовувують флокулянти, то ефективність затримання сухої речовини осаду збільшується до 90-95 %, а продуктивність центрифуги зменшується удвічі.

14.9.3.7. Розрахунок мулових майданчиків

Корисну площу мулових майданчиків визначають за формулою

$$F_{мм} = 365C / q_{мм}K_к, м^2, \quad (14.87)$$

де C - добова витрата стабілізованого осаду; м^3/добу; $q_{мм}$ - навантаження на мулові майданчики, м^3/(м^2.рік); $K_к$ - кліматичний коефіцієнт.

В залежності від конструкції навантаження на мулові майданчики приймається за табл. 14.21. Значення кліматичного коефіцієнта приймають за рис. 3 [7].

Кількість карт мулових майданчиків повинна бути не менше 4. За отриманою корисною площею приймають розміри однієї карти.

Додаткова площа мулових майданчиків, що займається валиками, дорогами, каналами, становить

$$F_{дод} = kF_{мм}, м^2, \tag{14.88}$$

де k - коефіцієнт, який враховує додаткову площу й приймається рівним 0,2 - для великих і 0,4 - для малих очисних станцій.

Мулові майданчики перевіряються на зимове наморожування осаду. Висота шару намороженого осаду становить

$$h_{нам} = \frac{CT_{нам}k_1}{F_{мм}k_2}, м, \tag{14.89}$$

де $T_{нам}$ - тривалість періоду наморожування (число днів у році із середньою добовою температурою нижче -10 °С); k_1 - коефіцієнт, що враховує зменшення об'єму осаду внаслідок зимової фільтрації та випаровування; k_2 - коефіцієнт, що враховує частину площі, яка відводиться під зимове наморожування.

Тривалість періоду наморожування $T_{нам}$ приймається за рис. 3 [7], значення коефіцієнтів k_1 і k_2 складають відповідно 0,75 і 0,8.

Отримане значення висоти шару намороженого осаду $h_{нам}$ повинне бути менше висоти огороджувальних валиків мулових майданчиків на 0,1 м ([7], п. 6.395).

Література

1. Karl і Klaus R. Imhof. Kanalizacja miast і oczyszczanie ścieków. Poradnik. Projprzem-EKO. Bydgoszcz, 1996. - 450 с.
2. Терещук А.И. Исследование осадка сточных вод. Учебно-методическое пособие. - Львов: Издательское объединение «Вища школа» при Львовском ГУ. - 102 с.
3. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод. - 3-е изд., перераб и доп. - М.: Стройиздат, 1988. - 256 с.
4. Калицун В.И. и Ласков Ю.М. Лабораторний практикум по канализации. Учеб. пособие для вузов/Под ред. С.В.Яковлева. - М.: Стройиздат, 1978. - 125 с.

Національний університет водного господарства та природокористування

5. Евилевич А.З., Евилевич М.А. Утилизация осадков сточных вод. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1988. - 248 с.
6. Григорьева Л.В., Корчак Г.И. Санитарная вирусология сточных вод и их осадков. - К.: Здоров'я, 1976. - 159 с.
7. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72 с.
8. Проектирование очистных сооружений канализации/С.К.Колобанов, А.В.Ершов, М.Е.Кигель - К.: Будівельник, 1974. - 224 с.
9. Канализация. Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, А.И.Жуков, С.К.Колобанов. - 5-е изд., перераб и доп. - М.: Стройиздат, 1975. - 632 с.
10. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1982. - 168 с.
11. Технические записки по проблемам воды. Пер. с англ. в 2-х т. Т. 1/К.Барак, Ж.Бабен, Ж.Бернар и др. Под ред. Т.А.Карюхиной, И.Н.Чурбановой. - М.: Стройиздат, 1983.
12. Мацнев А.И. Очистка сточных вод флотацией. - К.: Будівельник, 1976. - 132 с.
13. Обработка и удаление осадков сточных вод. В 2-х т. Т.1. Обработка осадков/Пер. с англ. Т.А.Карюхиной, И.Н.Чурбановой, И.Х.Заена. - М.: Стройиздат, 1985. - 236 с.
14. У.Н.Конрад. Сгущение осадков сточных вод методом напорной флотации/Советско-американский симпозиум по обработке осадков сточных вод. - М., 1975. - с. 183-200.
15. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. - М.: Стройиздат, 1980. - 200 с.
16. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.
17. Ковальчук В.А., Семенюк Т.А. Аеробно-анаеробна стабілізація осадів/Зб. статей за матер. II НТК УДАВГ. - Рівне, 1996. - 65 с.
18. Autotermni termofilní aerobní stabilizace čistírenských kalů. Zpracováni a využití kalů z COV. SYS, Praha, 1999. - с. 32-45.
19. Гюнтер Л.И. Гольдфарб Л.Л. Метантенки. - М.: Стройиздат, 1991. - 128 с.
20. Карпинский А.А.. Новые достижения в технологии сбраживания осадков сточных вод. - М.: Изд-во министерства коммунального хозяйства РСФСР, 1959. - 94 с.
21. Обработка сточных вод и осадка в метантенках/Янко В.Г., Янко Ю.Г. - К.: Будівельник, 1978. - 120 с.
22. Медведев Г.П. Канализация городов ФРГ. - Л.: Стройиздат, Ленингр. отд-ние, 1982. - 168 с.
23. Anaerobní čistírenské technologie. M.Dohányos, J.Zábranská, P.Jeníček, P.Fialka, M.Kajan. Noel 2000, Brno, 1998. - 339 с.

Національний університет водного господарства та природокористування

24. Рубчак И.Ю., Сирота М.Н. Сооружения для обработки осадков городских сточных вод: (Проектирование, строительство и эксплуатация). - М., Стройиздат, 1978. - 116 с.
25. Вейцер Ю.И., Минц Д.М. Высокомолекулярные флокулянты в процессах очистки природных и сточных вод. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1984. - 200 с.
26. Обработка и утилизация осадков производственных сточных вод/С.В. Яковлев, Л.С.Волков, Ю.В.Воронов, В.Л.Волков. - М.: Химия, 2000. - 448 с.
27. Сушка осадков сточных вод в сушилке с псевдоожиженным слоем/Терещук А.И., Стецюк А.В. - Львов: Издательское объединение «Вища школа», 1976. - 64 с.
28. Примеры расчетов канализационных сооружений: Учеб. пособие для вузов/Ю.М.Ласков, Ю.В.Воронов, В.И.Калицун. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1987. - 255 с.
29. Проектирование сооружений для очистки сточных вод (Справочное пособие к СНиП)/ВНИИ ВОДГЕО. - М.: Стройиздат, 1990. - 192 с.

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Розділ 15

ЗАГАЛЬНІ СХЕМИ СТАНЦІЙ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

15.1. Генеральний план майданчика очисних споруд

Майданчик очисних споруд розміщується на незатоплюваній паводковими водами території з підвітряної сторони по відношенню до житлової забудови, нижче населеного пункту за течією річки.

Від межі житлової забудови очисні споруди повинні бути відділені санітарно-захисною зоною, розміри якої залежать від витрати очищуваних стічних вод, ефективності очистки, складу споруд для очистки стічних вод і обробки осадів (табл. 15.1). У випадку розміщення житлової забудови з підвітряної сторони по відношенню до очисних споруд санітарно-захисну зону допускається збільшувати, але не більше ніж у 2 рази. За наявності сприятливої рози вітрів санітарно-захисну зону можна зменшити на 25 %. При відсутності мулових майданчиків на території очисних споруд продуктивністю більше 0,2 тис. $м^3$/добу розмір зони скорочують на 30 %. Розміри санітарно-захисних зон слід приймати рівними: 100 м - від полів фільтрації площею до 0,5 га і від споруд механічної та біологічної очистки на біофільтрах продуктивністю до 50 тис. $м^3$/добу; 15 м - від полів підземної фільтрації продуктивністю менше 15 $м^3$/добу; 25 м - від фільтруючих траншей і піщано-гравійних фільтрів; 5 і 8 м - відповідно від септиків і фільтруючих колодязів; 50 м - від аераційних установок повного окислення з аеробною стабілізацією мулу продуктивністю до 700 $м^3$/добу; 300 м - від зливних станцій.

При розрахунковій продуктивності очисних споруд більше 280 тис. $м^3$/добу і при застосуванні технологій очистки стічних вод, відмінних від перелічених у табл. 15.1, розміри санітарно-захисних зон узгоджуються із головним санітарно-епідемічним управлінням Міністерства охорони здоров'я.

Генплан очисної станції складається у масштабі 1:500. В окремих випадках при великій продуктивності станції можливе використання масштабу 1:1000. На генплан наносять очисні й допоміжні споруди, лотки та трубопроводи різного призначення, а також дороги, огорожі, зони озеленення та ін. Генплан повинен проектуватися з урахуванням санітарних вимог, протипожежних і заходів з техніки безпеки.

Розташування очисних споруд у плані повинно забезпечити самопливний рух стічних вод при мінімальному об'ємі земляних робіт і по найкоротшим відстаням. Споруди повинні розміщуватися по природному похилу місцевості. Одночасне складання разом з генпланом повздовжніх профілів руху по спорудам для очистки стічних вод та обробки осадів (профілів «по

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Таблиця 15.1

Розміри санітарно-захисних зон каналізаційних споруд [1]

Споруди	Санітарно-захисна зона, м, при розрахунковій продуктивності споруд, тис. м^3/добу			
	до 0,2	більше 0,2 до 5	більше 5 до 50	більше 50 до 280
Споруди механічної і біологічної очистки з муловими майданчиками для зброджених осадів, а також окремо розміщені мулові майданчики	150	200	400	500
Споруди механічної і біологічної очистки з термомеханічною обробкою осадів в закритих приміщеннях	100	150	300	400
Поля фільтрації	200	300	500	-
Землеробські поля зрошення	150	200	400	-
Біологічні ставки	200	200	300	300
Споруди з циркуляційним окислювальними каналами	150	-	-	-
Насосні станції	15	20	20	30

Національний університет
водного господарства
та природокористування

воді» та «по мулу») дозволить, враховуючи висотне розташування окремих споруд, правильно розмістити їх у плані, встановити розміри виїмок і насипів та максимально використати можливості рельєфу місцевості.

Слід прагнути до симетричного розміщення споруд і скорочення шляхів руху води та осадів. Раціональне використання території досягається за умови, якщо основні споруди вписуються в квадрат чи близький до нього прямокутник.

Розміщення споруд, лотків і трубопроводів повинно забезпечувати автоматичний розподіл води між окремими спорудами. Для рівномірного розподілу води по спорудам, окрім їх симетричного розташування, використовують розподільні чаші чи камери, аеровані канали або інші пристрої. Розподільні чаші чи камери обов'язкові перед відстійниками та метантенками з безперервним завантаженням. Як розподільний пристрій перед аеротенками використовують аеровані канали.

Споруди розміщуються як можливо ближче одна до одної для скорочення довжини комунікацій та площі займаної території. При цьому розглядаються можливі варіанти об'єднання споруд (блокування), наприклад, об'єднання преаераторів із первинними відстійниками; первинних відстійників, аеротенків і вторинних відстійників тощо.

При проектуванні генплану необхідно врахувати ширину проекції насипів та виїмок, що виконуються в залежності від виду грунту з похилом від

1:1 до 1:1,5. Потрібно передбачити також проходи та проїзди між спорудами й краями насипів та виїмок. Компонування споруд повинно забезпечити можливість черговості будівництва та розширення станції у випадку збільшення припливу стічних вод. На генплані станції необхідно передбачити резервні території для розширення окремих споруд і не слід розміщувати на цих територіях капітальні споруди, будівлі та комунікації.

У складі очисних споруд повинні бути передбачені пристрої для виключення з роботи, спорожнення та промивки споруд і трубопроводів при їх ремонті або очистці, а також трубопроводи чи лотки для аварійного скиду стічної рідини до споруд механічної очистки стічних вод та після них.

При розміщенні на одній площині з відносно спокійним похилом розриви між окремими спорудами в плані попередньо можуть намічатися наступними: між групами однойменних споруд - 2-3 м; між групами різнойменних споруд (з невеликим перепадом висоти між ними) - 5-10 м; між спорудами та муловими майданчиками - 25-30 м.

Газгольдери (при місткості кожного не більше 1000 м^3) повинні розміщатися на відстані: 15 м - від внутрішньомайданчикових доріг; 20 м - від виробничих та підсобних будівель; 35 м - від складів палива, 65 м - від житлових і громадських будівель, базисних складів палива та від джерел відкритого вогню. Відстань між сусідніми газгольдерами приймається рівною півсумі їх діаметрів.

Слід враховувати, що для правильної роботи водомірних лотків Паршаля ділянка каналу на відстані 15 м вище місця встановлення лотка повинна бути прямолінійною в плані.

Всі будівлі та споруди повинні бути забезпечені під'їзними та пішохідними доріжками. На очисних спорудах ширина доріг приймається разом з шириною проїжджої частини не меншою 3,5 м при загальній ширині з обочинами 5,5 м. Розміри майданчиків, що забезпечують розворот автомашин, повинні призначатися не меншими 12х12 м; заокруглення при сполученні доріг повинні бути не меншими 8 м, рахуючи по внутрішньому радіусу.

Окрім основних виробничих споруд на території станції розміщуються допоміжні та обслуговуючі об'єкти: котельна, майстерні, насосні станції, повітродувна станція, трансформаторні підстанції, склад хлору, прохідна, адміністративний корпус, лабораторії та ін. Склад, кількість та площі обслуговуючих приміщень встановлюються в залежності від продуктивності очисної станції й інших чинників [1, 2]. Доцільно блокувати споруди, наприклад, насосні станції з хлораторною та повітродувною станцією, гараж із майстернею та складами і т.д. Допоміжні споруди слід розміщувати по можливості в одному блоці.

При розміщенні допоміжних споруд у плані слід враховувати, що котельню зручно розмістити в центрі зони обслуговування теплоспоживачів, але

не ближче 35 м від метантенків. Склад хлору повинен розміщуватися з урахуванням максимальних розривів між ним і найближчими будівлями: від адміністративних та побутових будівель очисної станції - не ближче І00 м; від виробничих будівель, в яких постійно знаходиться обслуговуючий персонал, - 50 м; від виробничих будівель і споруд, в яких обслуговуючий персонал буває періодично, - 30 м.

На плані підземних комунікацій слід показати колодязі: на самопливних лініях - у місцях повороту, приєднання інших ліній, зміни похилу; на напірних лініях - у місцях встановлення запірної та іншої арматури.

На кресленні генплану потрібно помістити таблицю умовних позначок та експлікацію споруд. Позначення трубопроводів і каналів повинні відповідати діючим стандартам.

Умовне позначення трубопроводу складається з умовного графічного позначення трубопроводу (у вигляді лінії) та літерно-цифрового, яке характеризує призначення й вид транспортованого середовища. Літерно-цифрове позначення трубопроводів виконується згідно ГОСТ 21.205-93. Видимі ділянки проектованого трубопроводу позначають суцільною лінією, невидимі (підземні, у перекритих каналах тощо) - штриховою лінією такої ж товщини.

На генплані повинні бути вказані розміри основних споруд (діаметр, ширина, довжина), а також відстані між окремими спорудами та комунікаціями - так звані «прив'язочні» розміри.

На межі майданчика очисних споруд слід передбачити посадку зеленої захисної зони смугою 5-10 м, а на самому майданчику - озеленення доріг на всіх вільних територіях.

Територія очисних споруд повинна бути загороджена огорожею висотою не менше 1,2 м. Окрім цього, окремі споруди повинні бути загороджені у відповідності до правил техніки безпеки [3].

15.2. Схема висотного розміщення очисних споруд

Для визначення взаємного висотного розташування окремих споруд очисної станції складаються профілі руху води та мулу. Одночасно визначаються розміри каналів і трубопроводів, які зв'язують ці споруди.

Для складання профілю «по воді» шлях руху її по комунікаціям і спорудам розбивається на розрахункові ділянки за ознакою постійної витрати. Для побудови профілю вибирається найдовший шлях руху води. Довжина кожної ділянки (в метрах) визначається за генпланом очисних споруд. Отримані таким чином довжини розрахункових ділянок служать основою для побудови профілю, горизонтальний масштаб якого приймається однаковим з масштабом генплану, а вертикальний - 1:100.

При побудові профілю руху води необхідно враховувати наступне.

На мережі каналів і трубопроводів, яка зв'язує окремі споруди очисної станції, є диктуючі точки, до яких відносяться: розподільні чаші та камери з незатопленими водозливами; збірні водозливи первинних та вторинних відстійників; вимірювачі витрати води, що працюють за принципом незатоплених водозливів; водозливи-стабілізатори швидкості води у піскоуловлювачах; зрошувальні системи біологічних фільтрів; вільні перепади рівнів води між спорудами, що утворюються при крутому рельєфі місцевості тощо. У кожній диктуючій точці приймається запас на вільний вилив, рівний 10-15 см і більше при пропусканні розрахункової витрати стічних вод.

Гідравлічні втрати у системах каналів і трубопроводів доцільно визначати проти течії рідини, починаючи з визначення напору в диктуючій точці.

При визначенні висотного розміщення основних споруд слід звернути увагу на те, щоб вони спиралися на природній грунт. На підсипці дозволяється розміщати приймальні камери, решітки та піскоуловлювачі.

Слід прагнути до того, щоб об'єми насипів та виїмок збігалися. Це забезпечує скорочення робіт по транспортуванню грунту. З цією ж метою споруди, які мають велику висоту (вертикальні відстійники, двоярусні відстійники та ін.), розміщують наполовину вище рівня землі.

Для визначення висотного розміщення основних споруд враховують розрахункові втрати напору в кожному з них, у каналах і трубопроводах по шляху руху стічних вод, мулу й осадів. Втрати напору в окремих спорудах станції допускається приймати без спеціального розрахунку (табл. 15.3).

Визначення розмірів каналів і трубопроводів та гідравлічних втрат

Таблиця 15.2

Орієнтовні втрати напору в спорудах

Назва споруди	Втрати напору, м
Решітки	0,10-0,25
Піскоуловлювачі	0,10-0,20
Жироуловлювачі	0,10-0,25
Відстійники:	
двоярусні	0,10-0,25
горизонтальні	0,20-0,40
радіальні	0,50-0,60
вертикальні	0,40-0,50
Освітлювачі	0,60-0,70
Преаератори	0,15-0,20
Біофільтри із спринклерною подачею води	H* + 0,50
Біофільтри із реактивними зрошувачами	H* + 0,15
Аеротенки	0,50-0,80
Контактні резервуари	0,10-0,30
Змішувачі	0,10-0,30

H* - висота біофільтра, м

напору в них здійснюється у відповідності до п. 6.13 СНиП 2.04.03-85 за максимальною секундною витратою стічних вод із коефіцієнтом 1,4. Швидкості потоку рекомендується приймати в межах (м/с): 0,9-1,0 - для неочищених стічних вод; 0,7-1,0 - для стічних вод після піскоуловлювачів; 0,6-1,0 - для освітлених стічних вод; 0,5-1,0 - для очищених стічних вод.

При розрахунку відкритих каналів відношення глибини потоку до ширини каналу приймають у межах 0,5-0,75; запас від горизонту води до бортів каналу - 0,2-0,3 м при його ширині до 1 м і 0,3-0,4 м при ширині каналу більше 1 м.

Гідравлічний розрахунок каналів та трубопроводів здійснюється за таблицями для розрахунку каналізаційних мереж [4].

При проектуванні самопливних прямокутних каналів необхідно дотримуватися наступних рекомендацій.

На ділянках, які підводять воду до споруд, швидкості повинні залишатися постійними чи трохи зменшуватись із зменшенням витрати стічних вод. Наповнення каналів бажано зберігати постійним чи зменшувати за течією рідини за рахунок втрат на місцеві опори. Перетини каналів повинні змінюватись по можливості за рахунок зменшення їх ширини. Швидкості руху рідини на відвідних ділянках повинні зростати чи залишатися постійними. Із збільшенням витрат рідини перетини відвідних каналів збільшують як за глибиною, так і за шириною.

При гідравлічному розрахунку комунікацій важливо правильно встановити втрати напору на місцеві опори. Значення коефіцієнтів місцевих опорів і розрахункові формули приймаються за різними довідними виданнями з гідравліки.

Для побудови профілю руху води результати розрахунку комунікацій очисної станції зводять у таблицю (табл. 15.3).

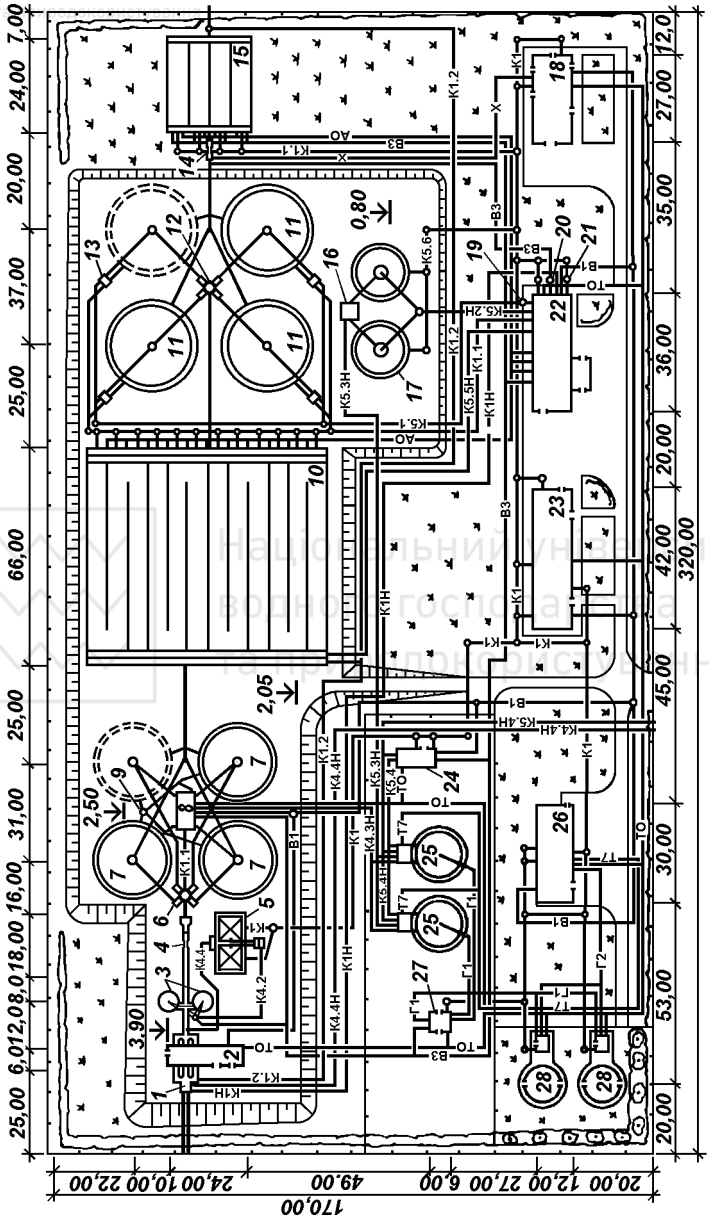
Таблиця 15.3

Форма таблиці гідравлічного розрахунку комунікацій очисної станції

№№ ділянок та назви споруд	Довжина ділянки, м	Розрахункова витрата, л/с	Розміри перетину, мм	Наповнення, мм	Швидкість, м/с	Похил	Втрати напору по довжині, м
1	2	3	4	5	6	7	8

Продовження табл. 15.4

Втрати на місцеві опори, м	Довжина ділянки, м	Відмітка лотка, м		Відмітки води, м		Примітки
		на початку ділянки	на кінці ділянки	на початку ділянки	на кінці ділянки	
9	10	11	12	13	14	15



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Рис. 15.1. Генплан очисної станції продуктивністю 70 тис. м^3/добу
(мулові майданчики й електромережі умовно не показані):
1 - приймальна камера; 2 - будівля решіток; 3 - горизонтальні піскоуловлювачі з коловим рухом рідини; 4 - лоток Вентурі; 5 - піскові бункери; 6 - розподільна камера первинних відстійників; 7 - первинні радіальні відстійники; 8 - насосна станція сирого осаду первинних відстійників; 9 - колодязь для плаваючих домішок; 10 - трикоридорні аеротенки-витиснювачі; 11 - вторинні радіальні відстійники; 12 - розподільна камера вторинних відстійників; 13 - мулова камера; 14 - лоток Паршаля; 15 - контактний резервуар; 16 - насосна станція ущільненого надлишкового активного мулу; 17 - мулозгущувачі; 18 - хлораторна з складом хлору; 19 - резервуар активного мулу; 20 - резервуар технічної води; 21 - резервуар господарсько-побутової каналізації; 22 - насосно-повітродувна станція; 23 - блок виробничих і побутових приміщень; 24 - насосна станція метантенків; 25 - метантенки з інжекторними; 26 - котельня; 27 - газовий кіоск; 28 - газгольдери; умовні позначки мереж: К1 - господарсько-побутова каналізація; К1Н - напірний трубопровід господарсько-побутової каналізації; К1.1 - спорожнення споруд; К1.2 - обвідний трубопровід; К4.2 - піщана пульпа; К4.3 - сирий осад первинних відстійників; К4.4 - дренажна вода; К5.1 - активний мул; К.5.2 - надлишковий активний мул; К5.3 - ущільнений надлишковий активний мул; К5.4 - зброджена суміш сирого осаду первинних відстійників і активного мулу; К5.5 - зворотний активний мул; К5.6 - мулова вода; В1 - господарсько-протипожежний водопровід; В3 - технічний водопровід; АО - повітропровід; Х - хлорна вода; ТО - тепломережа; Т7 - подаючий паропровід; Г1 - газопровід до газгольдерів; Г2 - газопровід до котельної

Національний університет
водного господарства
та природокористування

При самопливному надходженні стічних вод на майданчик очисних споруд і відомій відмітці рівня води у підвідному колекторі побудову профілю руху води доцільно проводити в напрямку руху води, поступово знижуючи рівень води на величину втрат напору на кожній розрахунковій ділянці.

При подачі води на очисні споруди по напірному трубопроводу та у випадках, коли при самопливному надходженні води перепад між відміткою води в колекторі та максимальним рівнем води в річці невеликий, побудову профілю слід розпочинати від випуску стічних вод у водойму в напрямку, протилежному напрямку руху стічних вод. В усіх випадках необхідно, щоб витікання води з оголовка випуску відбувалося з напором не меншим 1,5-2,0 м.

Профіль «по мулу» повинен відображати висотну схему руху осаду від первинних відстійників до мулової насосної станції, далі до метантенків і від них - до мулових майданчиків чи інших споруд для обробки осадів. Від мулових майданчиків будують профіль трубопроводу дренажних вод до місця скиду їх у приймальну камеру очисних споруд. Як і при побудові профілю «по воді», шлях руху вибирається найдовшим. Розрахунки мулопроводів зводяться в таблицю за формою таблиці 15.4. Під профілем по «мулу» розміщують таку ж таблицю основних даних, як і під профілем «по воді».

Національний університет
водного господарства
та природокористування

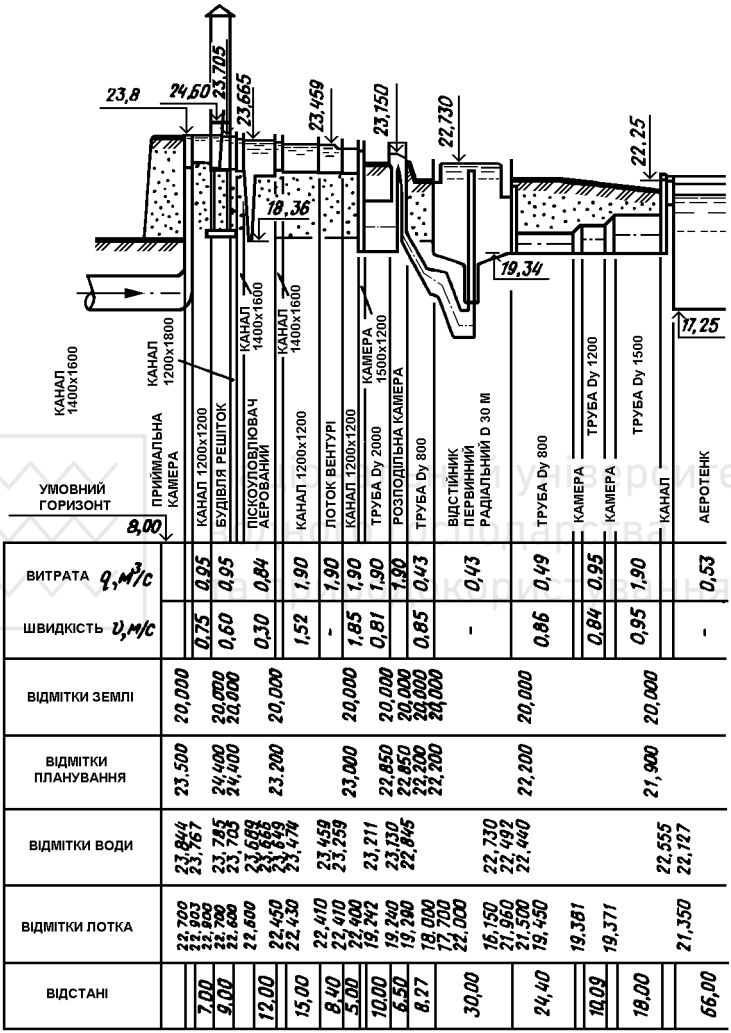
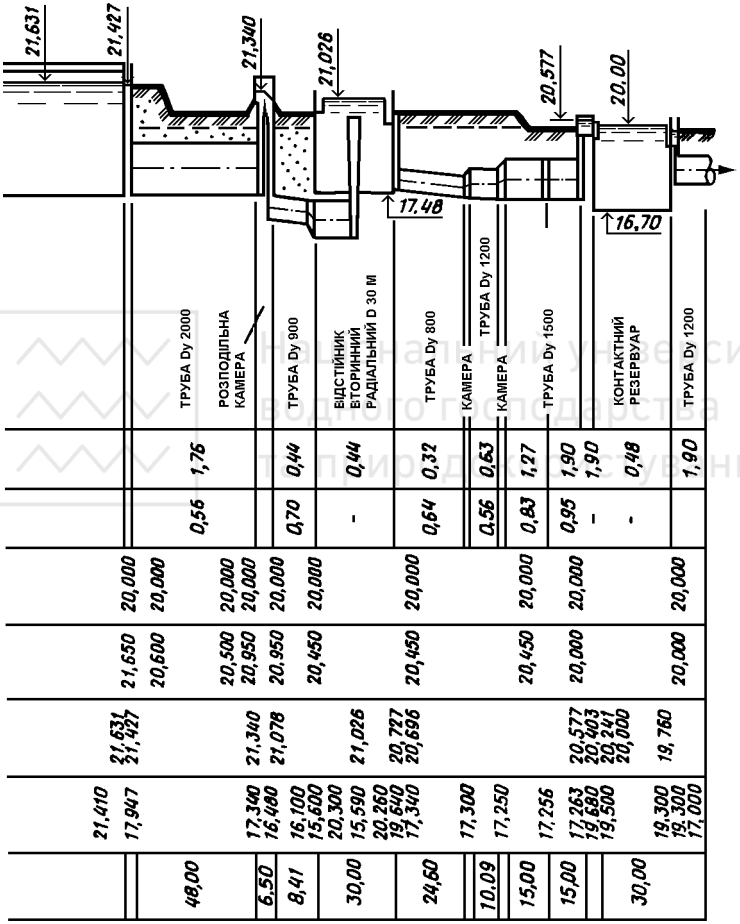


Рис. 15.2. Висотна схема руху води по очисним спорудам

Національний університет
водного господарства
та природокористування



Слід намагатися, щоб зброджений осад надходив на мулові майданчики самопливом, для чого метантенки встановлюють таким чином, щоб різниця відміток рівня осаду в метантенку й рівня осаду в розподільному лотку найбільш віддаленого мулового майданчика (чи найвище розміщеного) дорівнювала всім гідравлічним втратам на шляху руху осаду плюс вільний напір на вилив рівний 1,0 м. Втрати напору в комунікаціях метантенка орієнтовно приймають рівними 2 м.

Мінімальний діаметр напірних мулопроводів приймають рівним 150 мм. Мінімальні розміри мулових лотків приймають: 250х250 мм - на малих очисних станціях, 300х300 та 400х400 мм - на середніх і великих очисних станціях. Нормальний режим роботи відкритих лотків забезпечується при їх похилі не менше 0,01.

Найменші розрахункові швидкості руху в напірних мулопроводах сирих і зброджених осадів, а також ущільненого активного мулу, слід приймати за таблицею 17 СНиП 2.04.03-85.

При побудові профілю руху надлишкового мулу від вторинних відстійників до метантенків мулозгущувачі бажано розміщувати таким чином, щоб мулова вода із них могла надходити в канал перед аеротенками самопливом. Ущільнений надлишковий активний мул по напірному трубопроводу подається у розподільну камеру метантенків.

Приклад побудови генплану очисних споруд, а також профілів руху води і мулу, які приводяться в багатьох підручниках і навчальних посібниках [5-8], наведений на рис. 15.1 і 15.2.

Література

1. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. - М., 1986. - 72. с.
2. Канализация населенных мест и промышленных предприятий/Н.И.Лихачев, И.И.Ларин, С.А.Хаскин и др.; Под общ. ред. В.Н.Самохина. - 2-е изд., перераб. и доп. - М.: Стройиздат, 1981. - 639 с. - (Справочник проектировщика).
3. СНиП II-89-80. Генеральные планы промышленных предприятий. - М.: Стройиздат, 1984.
4. Лукиных А.А., Лукиных Н.А. Таблицы для гидравлического расчета канализационных сетей и дюкеров по формуле Н.Н. Павловского. - М.: Стройиздат, 1974. - 146 с.
5. Канализация/Н.Ф.Федоров, С.М.Шифрин. - М.: Изд-во «Высшая школа», 1968. - 592 с.

Національний університет
6. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов/С.В.Яковлев, Я.А.Карелин, Ю.М.Ласков, В.И.Калицун. - М.: Стройиздат, 1996. - 591 с.
7. Василенко А.И., Василенко А.А. Проектирование канализации населенных мест. - 2-е изд., перераб. и доп. - К.: Будівельник, 1985. - 136 с.
8. Василенко А.А. Водоотведение. Курсовое проектирование. - К.: Выща шк. Головное изд-во, 1988. - 256 с.

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства

ПОКАЖЧИК ТЕРМІНІВ

А

Адитивність 39
Аератор
«Симплекс» 318
дисковий 315
дрібнобульбашковий 306
імпеллерний 322
Кессенера 319
клітинний 320
конусний 317
крупнобульбашковий 312
пневмомеханічний 323
середньобульбашковий 310
струминний «кільцеве сопло» 325
струминний «шахтний водозлив» 326
Аероакселатор 339
Аеробна автотермофільна стабілізація осаду 488
Аеробна стабілізація осаду 482, 576
Аероокислювач радіального типу (АРТ) 338
Аеротенк
вежний 351
високонавантажуваний 300
двоступінчастий 299
із нерівномірно розосередженим впуском стічних вод 333
продовженої аерації ...289, 302
шахтний 349
Аеротенк-витиснювач ...294, 329
Аеротенк-відстійник 335
Аеротенк-змішувач 395 332
Аеротенк-освітлювач 341
Азот амонійний 19
Азот
нітратний 19
нітритний 19
Активна реакція 12
Активний мул 268
зворотний 284
надлишковий 284
Активний хлор 439
Аноксичні умови 427
Антагонізм 39

Б

Барабанна сітка 406
Барабанний вакуум-фільтр .. 542
Біогенні елементи 283
Біологічна плівка 216
Біологічний фільтр 216
барабанний 242
вежний 234
високонавантажуваний 229
дисковий 240
з площинним завантаженням 234
краплинний 224
Біологічні ставки 207, 418
Біосорбер 422
Біофлокулятор 168

В

Важкі метали 20
Видалення піску
гідроелеваторами 121
гідромеханічне 120
механічними скребками ... 119
Випуски стічних вод 456
Відстійники первинні
вертикальні 156
горизонтальні 144
радіальні 149

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет водного господарства та природокористування

тонкошарові 176
Вік мулу 290
Водокористування
господарсько-питне 29
комунально-побутове 29
рибогосподарське 29
Вторинні відстійники
вертикальні 388
горизонтальні 389
радіальні 391
Г
Газгольдер 522
Генплан очисних споруд 692
Гідравлічна крупність 140
Гравітаційна коагуляція 136
Д
Двоярусний відстійник 503
Дегельмінтизація осадів 562
Денітрифікація 426
Доза мулу 285
Дозувальний бак 245
Доочистка стічних вод 404
Дробарка 94
Е
Ефективність аерації 307
З
Забарвлення 12
Забруднення
бактеріальні 7
біологічні 7
мінеральні 7
органічні 7
Завислі речовини 14
Запах 12
Зневоднення осаду 533
Знезаражування 438
І
Інтенсивність аерації 313
К
Камера решітки 83
Кисень розчинений 21
Коагуляція осадів 526
Коефіцієнт
використання кисню 307
змішування 48
реаерації 57
рециркуляції активного мулу 292
рециркуляції робочої рідини 171, 397
якості води 305
Компактні установки заводського виготовлення ... 352
Кондиціонування осаду 523
Контактний резервуар 451
Кратність розбавлення 45
Криві кінетики осадження ... 137
Критична точка 58
Л
Лоток Паршаля 451
М
Метантенк 508
Метод Портеуса 530
Мікробне число 22
Мікрофільтр 406
Муловий індекс 291
Мулові майданчики 534
Муловідокремлювач
флотаційний 395
із завислим шаром осаду .. 394
тонкошаровий 393
Мулозгущувач
вертикальний 474
радіальний 475
термогравітаційний 476
флотаційний 477
Н
Навантаження на активний мул 286
Нафтопродукти 21
Нітрифікація 425
Норми якості води 29

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

О
Окислювальна потужність
аеротенка 293
біофільтра 222
Окислюваність 15
Окситенк 346
Окситенк «Марокс» 348
Осаджувані речовини 14
Освітлювач з природною
аерацією 165
Освітлювач-перегнивач 506
Очисна станція 73
Очистка
біологічна 69
механічна 68
фізико-хімічна 69
П
Паровий інжектор 518
Питома витрата кисню 365
Питома швидкість
окислення 286
Питомий опір осаду
фільтрації 465
Піскові бункери 124
Піскові майданчики 122
Піскоуловлювач
аерований 114
вертикальний 117
горизонтальний 107
горизонтальний з коловим
рухом рідини 111
тангенційний 112
щілинний 111
Піч
багатоподова 572
із киплячим шаром 572
Піщано-гравійні фільтри 205
Пневмосушарка 567
Показник використання
кисню 371
Покидьки 92
Поля
підземної фільтрації 203
фільтрації 195
Поля зрошення
комунальні 200
сільськогосподарські 200
Попередня аерація 164
Потенціонування 39
Потреба в кисні
біохімічна (БПК) 16
хімічна (ХПК) 15
Приріст мулу 289
Приріст мулу питомий 289
Прозор решітки 82
Прозорість 13
Промивання осаду 524
Профіль
«по воді» 595
«по мулу» 599
Проціджування 68
Р
Реагентне кондиціонування
осаду 533
Реаерація 54
Реактивний зрошувач 247
Регенерація активного
мулу 273, 298
Речовини забруднюючі 29
Решітка 82
Решітка
вертикальна 85
з ручною очисткою 84
механізована 85
похила 87
стрічкова 91
ступінчаста 90
Решітка-дробарка 96
Решітка-дробарка кругла 100
Робоча зона аератора 303
Розчинення кисню 56

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет водного господарства та природокористування

С
Санітарно-бактеріологічні показники 22
Сепаратор тарілчастий 480
Септик 501
Симультанне осадження фосфатів 432
Синергізм 39
Синтетичні поверхнево-активні речовини 21
Сирий осад первинних відстійників 461
Система аерації
механічна 314
низьконапірна 315
пневматична 303
пневмомеханічна 323
струминна 324
Скид речовини
гранично-допустимий (ГДС) 32
тимчасово погоджений (ТПС) 32
Спринклерний зрошувач 244
Створ контрольний лімітуючий 32
Стічні води
атмосферні 6
виробничі 5
господарсько-побутові 5
міські 5
фазово-дисперсний стан ... 8
Стрічковий вакуум-фільтр ... 548
Стрічковий фільтр-прес 553
Сульфати 20
Сухий залишок 13
Сушарка
барабанна 566
з киплячим шаром 570
із зустрічними струминами 568

Т
Температура стічних вод 11
Технологічна схема 73
Токсичні елементи 20, 282
Тривалість аерації 285
У
Умова седиментаційної подібності 140
Установка БІО 354
Установка КУ 352
Ущільнення осаду
гравітаційне 472
Ф
Фільтр
аерований «Оксипор» 415
гідроавтоматичний із плаваючим завантаженням (АФПЗ) 416
двошаровий 410
із зернистим завантаженням 402
із плаваючим завантаженням (ФПЗ) 414
каркасно-засипний (КЗФ) . 411
Фільтр-прес 549
Фільтруючі
канави 204
колодязі 206
Флокуляція осадів 528
Флотаційна біокоагуляція 170
Флотація 68
Фосфати 20
Х
Хлоратор 440
Хлориди 20
Хлорпоглинання води 439
Хлорування 440
Ц
Центрифуга 554
Циркуляційний окислювальний канал (ЦОК) 343

Національний університет водного господарства та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Ч
Число жителів
еквівалентне 27
зведене 27
Щ
Щільний залишок 13
Я
Яйця гельмінтів 23
Якість води 29

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

ЗМІСТ

Передмова 3
Розділ 1. СКЛАД І ВЛАСТИВОСТІ СТІЧНИХ ВОД 5
1.1. Утворення міських стічних вод 5
1.2. Класифікація забруднень стічних вод 6
1.3. Основні показники ступеня забруднення стічних вод 10
1.4. Зміна складу стічних вод 23
1.5. Визначення концентрацій забруднень міських стічних вод 25
Література 27
Розділ 2. ОХОРОНА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ СТІЧНИМИ ВОДАМИ 29
2.1. Класифікація водних об'єктів по видах водокористування. Санітарні умови випуску стічних вод у водойми 29
2.2. Розбавлення стічних вод поверхневими водами 44
2.3. Самоочищення води у водних об'єктах 54
2.4. Розрахунок необхідного ступеня очистки стічних вод при їх скиданні у поверхневі водні об'єкти 58
Література 66
Розділ 3. МЕТОДИ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД І ОБРОБКИ ОСАДІВ, СХЕМИ ОЧИСНИХ СТАНЦІЙ 68
3.1. Методи очистки стічних вод і обробки осадів 68
3.2. Технологічні схеми очисних споруд 73
Розділ 4. РЕШІТКИ 82
4.1. Призначення і класифікація решіток 82
4.2. Конструкції решіток 82
4.3. Покидьки та їх переробка 92
4.4 Дробарки і решітки-дробарки 94
4.5. Розрахунок решіток і решіток-дробарок 100
Література 102
Розділ 5. ПІСКОУЛОВЛЮВАЧІ 104
5.1. Вміст піску у стічних водах і класифікація споруд для його вилучення 103
5.2. Горизонтальні піскоуловлювачі 107
5.3. Тангенційні піскоуловлювачі 112
5.4. Аеровані піскоуловлювачі 114
5.5. Вертикальні піскоуловлювачі 117
5.6. Видалення і обробка осаду піскоуловлювачів 119
5.7. Розрахунок піскоуловлювачів 126
Література 133

Розділ 6. ПЕРВИННІ ВІДСТІЙНИКИ 134
6.1. Призначення і класифікація відстійників 134
6.2. Чинники, що впливають на ефективність роботи відстійників 135
6.3. Горизонтальні відстійники 144
6.4. Радіальні відстійники 149
6.5. Вертикальні відстійники 156
6.6. Тонкошарові відстійники 161
6.7. Методи інтенсифікації первинного відстоювання стічних вод 164
6.8. Розрахунок первинних відстійників 171
6.8.1. Методи наближених розрахунків відстійників 172
6.8.2. Розрахунок відстійників за СНиП 2.04.03-85 175
6.8.2.1. Розрахунок горизонтальних, радіальних і вертикальних відстійників 175
6.8.2.2. Розрахунок відстійників з обертовими водорозподільчими і водозбірними пристроями 180
6.8.2.3. Розрахунок тонкошарових відстійників 180
Література 182
Розділ 7. МЕТОДИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД 183
7.1. Класифікація методів біологічної очистки стічних вод 183
7.2. Розвиток методів біологічної очистки стічних вод 185
Література 191
Розділ 8. БІОЛОГІЧНА ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД У ПРИРОДНИХ УМОВАХ 192
8.1. Методи очистки стічних вод у грунті 192
8.1.1. Поля фільтрації 195
8.1.2. Поля зрошення 198
8.1.3. Очистка у грунті стічних вод від малих об'єктів 203
8.2. Очистка стічних вод у біологічних ставках 207
8.3. Розрахунок споруд для очистки стічних вод у природних умовах 210
8.3.1. Розрахунок полів фільтрації 210
8.3.2. Розрахунок комунальних полів зрошування 212
8.3.3. Розрахунок споруд для очистки у грунті стічних вод від малих об'єктів 213
8.3.4. Розрахунок біологічних ставків 214
Література 215
Глава 9. БІОЛОГІЧНІ ФІЛЬТРИ 216
9.1. Принцип роботи і класифікація біофільтрів 216
9.1.1. Принцип роботи біофільтрів 216
9.1.2. Технологічні параметри роботи біофільтрів 219
9.1.3. Класифікація біофільтрів 227

9.2. Біофільтри з об'ємним завантаженням 224
9.2.1. Краплинні біофільтри 224
9.2.2. Високонавантажувані біофільтри 229
9.2.3. Вежні біофільтри 234
9.3. Біофільтри з площинним завантаженням 234
9.4. Занурювані біофільтри 240
9.4.1. Дискові біофільтри 240
9.4.2. Барабанні біофільтри 242
9.5. Розподіл стічних вод по поверхні біофільтрів 244
9.5.1. Спринклерне зрошення 244
9.5.2. Обертові реактивні зрошувачі 247
9.5.3. Водоструминна система зрошення 248
9.6. Методи розрахунку біофільтрів 249
9.6.1. Методи розрахунку краплинних біофільтрів 249
9.6.2. Методи розрахунку високонавантажуваних біофільтрів ... 251
9.6.3. Розрахунок вежних біофільтрів 258
9.6.4. Розрахунок біофільтрів із площинним завантаженням 259
9.6.5. Розрахунок дискових біофільтрів 263
9.6.6. Розрахунок систем зрошення поверхні біофільтрів 264
Література 266
Глава 10. АЕРОТЕНКИ 268
10.1. Основи методу очистки стічних вод активним мулом 268
10.2. Вплив різноманітних чинників на процес біологічної очистки стічних вод 276
10.3. Технологічні параметри процесу очистки стічних вод в аеротенках 284
10.4. Класифікація аеротенків 293
10.5. Аеротенки-витиснювачі і аеротенки-змішувачі 294
10.6. Основні технологічні схеми очистки стічних вод в аеротенках 397
10.7. Системи аерації стічних вод в аеротенках 302
10.7.1. Пневматична система аерації 303
10.7.1.1. Дрібнобульбашкові аератори 306
10.7.1.2 Середньобульбашкові аератори 310
10.7.1.3 Крупнобульбашкові аератори 312
10.7.1.4. Умови ефективної роботи пневматичних аераторів .. 312
10.7.2. Механічна система аерації 314
10.7.2.1. Поверхневі аератори з вертикальною віссю обертання 315
10.7.2.2. Поверхневі аератори з горизонтальною віссю обертання 319

10.7.2.3. Занурені аератори з вертикальною віссю обертання . 321
10.7.2.4. Переваги і недоліки механічної системи аерації 323
10.7.3. Пневмомеханічні (комбіновані) аератори 323
10.7.4. Струминні аератори 324
10.7.5. Вибір системи аерації 327
10.8. Конструкції аеротенків 327
10.8.1. Конструкції аеротенків-витиснювачів 329
10.8.2. Конструкції аеротенків-змішувачів 332
10.8.3. Аеротенки з нерівномірно розосередженим впуском стічних вод 333
10.8.4. Аеротенки-відстійники 335
10.8.5. Циркуляційні окислювальні канали 343
10.8.6. Окситенки 346
10.8.4. Шахтні і вежні аеротенки 349
10.8.8. Компактні установки заводського виготовлення 352
10.9. Розрахунок аеротенків 357
10.9.1. Визначення об'єму аеротенків за СНиП 2.04.03-85 358
10.9.2. Визначення приросту мулу в аеротенках 354
10.9.3. Розрахунок систем аерації стічних вод в аеротенках 364
10.9.3.1. Визначення витрати кисню при біологічній очистці стічних вод 365
10.9.3.2. Розрахунок пневматичної системи аерації 367
10.9.3.3. Розрахунок механічних аераторів 374
10.9.3.4. Розрахунок струминних аераторів 376
Література 376
Розділ 11. ВТОРИННІ ВІДСТІЙНИКИ І МУЛОВІДОКРЕМЛЮВАЧІ 380
11.1. Закономірності процесу розділення мулової суміші 381
11.2. Конструкції вторинних відстійників 388
11.2.1. Вертикальні відстійники 388
11.2.2. Горизонтальні відстійники 389
11.2.3. Радіальні відстійники 391
11.2.4. Тонкошарові муловідокремлювачі 393
11.2.5. Муловідокремлювачі із завислим шаром осаду 394
11.2.6. Флотаційні муловідокремлювачі 395
11.3. Розрахунок вторинних відстійників 398
11.3.1. Розрахунок вторинних відстійників за СНиП 2.04.03-85 398
11.3.2. Розрахунок вторинних відстійників за методом гранично допустимих навантажень 400
Література 402

Розділ 12. МЕТОДИ І СПОРУДИ ДЛЯ ДООЧИСТКИ БІОЛОГІЧНО ОЧИЩЕНИХ СТІЧНИХ ВОД 404
12.1. Завдання та методи доочистки стічних вод 404
12.2. Фільтрування біологічно очищених стічних вод 405
12.3. Доочистка стічних вод у біоставках 418
12.4. Реагентні та сорбційні методи доочистки стічних вод 421
12.5. Доочистка стічних вод від сполук азоту 424
12.5. Доочистка стічних вод від сполук фосфору 431
12.6. Насичення очищених стічних вод киснем 434
12.7. Розрахунок фільтрів для доочистки стічних вод 435
Література 436
Розділ 13. ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ СТІЧНИХ ВОД І ВИПУСК ЇХ У ВОДОЙМИ 438
13.1. Методи знезаражування стічних вод 438
13.2. Хлорування стічних вод розчинами газоподібного хлору 440
13.3. Знезаражування стічних вод хлорним вапном 447
13.4. Знезаражування стічних вод електролітичним гіпохлоритом натрію 449
13.4. Змішувачі стічних вод із хлорною водою і контактні резервуари 451
13.5. Застосування озону для знезаражування стічних вод 455
12.6. Випуски стічних вод у водойми 456
13.7. Розрахунок споруд для знезаражування стічних вод хлором 458
Література 459
Розділ 14. ОБРОБКА ТА ЗНЕШКОДЖЕННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД 460
14.1. Кількість, склад і властивості осадів 460
14.2. Вибір технологічної схеми обробки осадів 469
14.3. Ущільнення осадів 472
14.3.1. Гравітаційне ущільнення осадів 472
14.3.1. Флотаційне ущільнення осадів 477
14.3.3. Відцентрове згущення осадів 480
14.4. Стабілізація осадів 482
14.4.1. Аеробна стабілізація осаду 482
14.4.2. Анаеробна стабілізація осадів 490
14.4.2.1. Теоретичні основи анаеробного метанового зброджування осадів 490
14.4.2.2. Технологічні параметри процесу метанового зброджування 493
14.4.2.3. Зброджування осадів у септиках, двоярусних відстійниках і освітлювачах-перегнивачах 501

14.4.2.4. Зброджування осадів у метантенках 508
14.4.2.5. Використання газу метантенків 520
14.5. Кондиціонування осадів 523
14.5.1. Промивання і ущільнення осадів 524
14.5.2. Реагентне кондиціонування осадів 526
14.5.3. Теплова обробка осаду 530
14.5.4. Заморожування й танення осаду 532
14.6. Зневоднення осадів 533
14.6.1. Зневоднення осадів у природних умовах 533
14.6.2. Механічне зневоднення осадів 540
14.6.2.1. Зневоднення осадів на барабанних вакуум-фільтрах 542
14.6.2.2. Зневоднення осадів на фільтр-пресах 549
14.6.2.3. Зневоднення осадів на центрифугах 554
14.7. Знезаражування осадів 562
14.8. Термічне сушіння та спалювання осадів 565
14.9. Розрахунок споруд для обробки осадів 573
14.9.1. Розрахунок мулозгущувачів 573
14.9.2. Розрахунок аеробних стабілізаторів 576
14.9.3. Розрахунок споруд для анаеробного зброджування осадів 578
14.9.3.1. Розрахунок септиків 578
14.9.3.2. Розрахунок двоярусних відстійників 579
14.9.3.3. Освітлювачі-перегнивачі 580
14.9.3.4. Розрахунок метантенків 581
14.9.3.5. Розрахунок споруд для промивки та ущільнення промитого осаду 585
14.9.3.6. Розрахунок установок для механічного зневоднення осадів 586
14.9.3.7. Розрахунок мулових майданчиків 588
Література 589
Розділ 15. ЗАГАЛЬНІ СХЕМИ СТАНЦІЙ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД 592
15.1. Генеральний план майданчика очисних споруд 592
15.2. Схема висотного розміщення очисних споруд 596
Література 602
Покажчик термінів 604
Зміст 609

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Навчальне видання

Віктор Анатолійович Ковальчук

ОЧИСТКА СТІЧНИХ ВОД

Друкується в авторській редакції

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Національний університет
водного господарства
та природокористування

Здано до набору 06.06.2001. Підп. до друку 22.05.02. Формат 60x84 1/16. Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman Cyr. Офсетний друк. Ум. друк. арк. 35,8. Тираж 120 пр. Зам. 1593.
ВАТ «Рівненська друкарня». 33027, м. Рівне, вул. Київська, 10. Свідоцтво про реєстрацію серія ДК № 454 від 21.05.2001 р.