

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
МАРІУПОЛЬСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ЕКОНОМІКО-ПРАВОВИЙ ФАКУЛЬТЕТ
КАФЕДРА РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА
ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

До захисту допустити:

Зав. кафедри

Черніченко Г. О.

«___» _____ 20__ р.

Кваліфікаційна робота

за освітнім ступенем «Магістр» на тему:

«Підвищення ефективності біологічної очистки стічних вод»

Студентки економіко-правового факультету
спеціальності «Екологія»
освітнього ступеня «Магістр»
Коцаренко Анастасії Андріївни
Науковий керівник:
кандидат економічних наук, доцент кафедри
раціонального природокористування та
охорони навколишнього середовища
Мітюшкіна Христина Сергіївна
Рецензент: ПІБ, науковий ступінь, вчене
звання, посада.

Кваліфікаційна робота захищена

з оцінкою _____

Секретар ЕК _____ «___» _____ 202__ р.

Маріуполь – 2021

Зміст

ВСТУП	3
Розділ 1 ХАРАКТЕРИСТИКА СТІЧНИХ ВОД І МЕТОДІВ ЇХ ОЧИСТКИ	8
1.1 Стічні води, їх утворення та склад	8
1.2 Задачі та методи очистки стічних вод	9
1.3 Основні джерела забруднення водних басейнів сполуками фосфору та методи очистки	27
Висновки до розділу 1	38
РОЗДІЛ 2 ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ СПОРУД БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ КОАГУЛЯНТІВ	39
2.1 Схеми очищення стоків з використанням коагулянтів	39
2.2 Методика проведення лабораторних досліджень	45
2.3 Результати досліджень та вплив коагулянтів на підвищення ефективності біологічної очистки стічних вод	50
Висновки до розділу 2	56
РОЗДІЛ 3 ШЛЯХИ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ СТАНЦІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТОКІВ КП МАРІУПОЛЬСЬКОГО ВИРОБНИЧОГО УПРАВЛІННЯ ВОДОПРОВІДНО-КАНАЛІЗАЦІЙНОГО ГОСПОДАРСТВА	57
3.1 Очищення стічних вод на станції КП Маріупольського виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства	57
3.2 Вибір реагенту для підвищення ефективності очищення стічних вод	66
3.3 Розрахунок екологічного збитку від забруднення природних водойм	74
Висновки до розділу 3	78
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ	79
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	81

ВСТУП

На даний час велику увагу приділяють охороні водойм від забруднення стічними водами, розробляють заходи щодо охорони поверхневих водних об'єктів. Очистка стічних вод є однією з актуальних проблем. Серед методів очистки, що застосовують на станціях, найбільш прийнятними вважають біологічний метод очистки, який полягає в окисленні органічних забруднень біоценозом мікроорганізмів, що використовують їх для свого харчування.

В Україні більшість каналізаційних очисних станцій з продуктивністю понад 10 тис. м³/добу використовують схеми з біологічним методом очистки в аеротенках за допомогою активного мулу за наявності необхідної кількості розчиненого кисню з подальшим відокремленням активного мулу від очищеної води у відстійниках.

Однак внаслідок того, що протягом останнього десятиліття відбулися суттєві зміни у кількісному та якісному складі стічних вод, зараз переважна більшість існуючих технологій з використанням біологічного методу очистки неспроможні забезпечити необхідний ступінь очистки стічних вод. Наслідком недостатньої ефективності очистки якість стічних вод є невідповідність встановленим нормативним вимогам до скиду у водні об'єкти, зокрема за вмістом біогенних елементів (сполук азоту і фосфору). Окрім того, періодично спостерігається спухання активного мулу, зниження його робочої дози, що в результаті також призводить до погіршення якості очищених стічних вод.

Наявність біогенних елементів сприяє розвитку синьо-зелених водоростей, призводить до заростання водойм, погіршення умов розвитку і нормального функціонування природних водойм. Наслідком розростання водоростей становиться зниження концентрації розчиненого кисню, з відповідними негативними, а потім й згубними наслідками для функціонування водних об'єктів. З урахуванням вище викладеного, сьогодні велику увагу

приділяють технологіям очистки стічних вод від біогенних елементів, і зокрема, сполук фосфору.

Більшість методів інтенсифікації біологічної очистки стічних вод вимагає будівництва додаткових споруд, наявності вільних площ, потребує значних капітальних витрат, збільшення матеріальних витрат, енергетичних, фінансових та інших ресурсів, що практично немає перспектив в економічних умовах сьогодення.

Тому на каналізаційних очисних спорудах, де біологічне очищення стічних вод здійснюється за традиційною схемою аеротенки-вторинні відстійники, важливим практичним і актуальним завданням є питання інтенсифікації біологічного очищення стічних вод і підвищення ефективності роботи споруд.

Розробка ефективного методу інтенсифікації біологічної очистки дозволить підвищити якість очищених стічних вод, сприятиме покращенню стану навколишнього середовища й захисту водойм від забруднення шкідливими речовинами.

На сьогодні існують три основні методи видалення фосфору зі стічної рідини: біологічний, фізико-хімічний і комбінований, які принципово відрізняються. З названих трьох методів найбільш прийнятним вважають біологічний, але цей метод дуже складно організувати, особливо при поєднанні з процесами нітрифікації і денітрифікації. Спроби поєднати біологічний метод видалення фосфору з процесами нітрифікацією й денітрифікацією були початі закордонними дослідниками. Для цього до складу вузла біологічної очистки було включено анаеробну зону, що, на думку спеціалістів, необхідна для насичення стічних вод легко окисним живильним субстратом (органічними речовинами), який необхідний для подальшого успішного протікання процесу денітрифікації та видалення фосфору біологічним шляхом. Але на жаль, як показали дослідження, обидва процеси між собою не сумісні у технологічному відношенні.

Фізико-хімічний метод очистки оснований на зв'язуванні сполук фосфору у важко розчинну сіль ортофосфорної кислоти при додаванні хімічних реагентів у стічну рідину. Найпоширеними реагентами, що використовують при фізико-хімічному методі є солі алюмінію й заліза, вапно.

Фізико-хімічний метод очистки дозволяє видалити фосфор практично до нуля при будь-яких вихідних значеннях фосфору. Метод ефективний за ефективністю видалення фосфору та простий у реалізації, однак має певні недоліки. Головний недолік - утворення великого обсягу органо-мінерального осаду, який ставиться до хімічних осадів та підлягає розміщенню на спеціальних полігонах.

Комбіновані методи припускають сполучення біологічних і фізико-хімічних методів. Технології комбінованого очищення стоків широко обговорюються в літературі, і для їхньої реалізації запропонована значна кількість схем й устаткування. У той же час, більшість із рішень припускає якщо не повну зміну технологічної схеми, то, як мінімум, будівництво нових споруд і значне переустаткування існуючих. Однак у сучасних економічних умовах більший інтерес викликають технологічні прийоми, які можуть впроваджуватися для інтенсифікації роботи діючих станцій біологічного очищення при мінімальних капітальних витратах на будівництво.

На сьогодні більша частина очисних споруд каналізації (ОСК) запроектовані лише на очищення стічної рідини від завислих речовин і органічних забруднень, у той час як фосфор є лімітуючим елементом, що спричиняє евтрофування водних об'єктів.

Кваліфікаційна робота за освітнім ступенем «магістр» присвячена дослідженню способу інтенсифікації технології біологічної очистки стічних вод за допомогою коагулянтів, що дозволить підвищити якість очищених стічних вод, зокрема за сполуками фосфору. Для ефективного видалення фосфору зі стічних вод рекомендується використовувати реагентну обробку, що послідовно доповнює біологічну очистку й може бути реалізована до чи після неї.

Об'єкт дослідження – процес очистки стічних вод на комплексних очисних спорудах КП Маріупольського Виробничого управління Водопровідно-каналізаційного господарства.

Предмет дослідження – стічні води та активний мул з діючої очисної станції; коагулянти (оксихлорид алюмінію, сульфат алюмінію).

Мета дослідження - підбор реагентів та визначення необхідної дози для видалення сполук фосфору, що дозволить забезпечити їх нормативний вміст в очищеній воді при мінімальних витратах.

Для досягнення мети дослідження у роботі були поставлені такі завдання:

- розглянути основні етапи очищення стічних вод та вплив недостатньо очищених стічних вод, зокрема за сполуками фосфору на стан водних об'єктів;
- розглянути основні методи видалення сполук фосфору зі стічних вод, розглянути основні схеми підвищення ефективності роботи споруд біологічної очистки стоків з використанням коагулянтів;
- проаналізувати дослідження процесу коагуляції та вплив реагентів на процеси біологічного окислення та видалення фосфатів зі стічних вод, поліпшення якості очищених стоків;
- проаналізувати схему очистки стічних вод на очисних спорудах підприємства КП «Маріупольське виробниче управління водопровідно-каналізаційного господарства» ;
- провести дослідження за допомогою методу пробної коагуляції, підібрати реагент і установити ефективну дозу, за якої буде досягнуто нормативні вимоги до скиду у водний об'єкт;
- обґрунтувати технічні рішення щодо підвищення ефективності роботи станції біологічної очистки стоків (СБОС) КП «Маріупольського виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства»

Для досягнення поставленої мети й вирішення завдань у кваліфікаційній роботі застосовували такі методи, як спостереження, синтез, класифікація, узагальнення отриманих даних.

Практична значимість. Представлені дослідження мають безпосередню практичну значимість для вдосконалення технологічного процесу очищення стічних вод й підвищення ефективності роботи діючих очисних споруд КП Маріупольського Виробничого управління Водопровідно-каналізаційного господарства. Отримані результати можуть бути покладені в основу при обґрунтуванні проекту реконструкції станції біологічної очистки стічних вод.

Наукова значимість роботи полягає у детальному аналізі процесів очистки стічних вод на спорудах КП Маріупольського Виробничого управління Водопровідно-каналізаційного господарства та виявлення можливості підвищення якості очищених стічних вод. Удосконалено технологію біологічного очищення за допомогою використання коагулянту на стадії біологічної очистки.

Рішення, розроблені у кваліфікаційній роботі спрямовані головним чином на поліпшення якості очищення й досягнення встановлених нормативів та зменшення експлуатаційних витрат.

Особистий внесок автора

Автором особисто проведений інформаційний пошук та аналіз наукової літератури, самостійно обґрунтовано мету та завдання дослідження, проаналізовано комплекс експериментальних досліджень. Його особистим надбанням також є вибір методики, організація та планування експериментів, узагальнення та аналіз одержаних результатів, на підставі яких розроблено рекомендацій та технологічні рішення з підвищення ефективності роботи очисних споруд на досліджуваному об'єкті.

Апробація роботи

За результатами роботи опубліковані тези Декади студентської науки «Інтенсифікація технології біологічного очищення стічних вод для запобігання негативного впливу на водні об'єкти» та «Використання коагулянтів для очищення стічних вод».

Розділ 1 ХАРАКТЕРИСТИКА СТІЧНИХ ВОД І МЕТОДІВ ЇХ ОЧИСТКИ

1.1 Стічні води, їх утворення та склад

Стічні води, які надходять на станції очистки – це складні багатокомпонентні системи, якісний і кількісний склад яких може змінюватися в досить широких межах. Це вода, які після використання в побутовій і виробничій діяльності людини змінила свої фізико-хімічні властивості й потребує відведення та очистки.

За місцем утворення стічні води поділяють на:

- побутові – стоки від санітарних приладів, що встановлені у житлових, комунальних будинках і промислових будівлях).
- виробничі – стоки, що утворюються в процесі використання води у різних технологічних процесах виробництва.
- атмосферні – стоки, що утворюються на поверхні проїздів, площ під час випадіння опадів. Це дощові й талі стоки, а також води від поливання вулиць (поливо-мийні стоки).

Усі категорії стічних вод у тому або іншому ступені містять забруднення. Вид і склад забруднень дозволяє поділити стоки за видом речовин, що втримуються в них. Виділяють такі три основні групи забруднень [1-4]:

1. Мінеральні забруднення. До них ставляться: пісок, глинисті частки, частинки руди, шлаків, розчинні неорганічні солі, кислоти й луги.

2. Органічні забруднення. Органічна складова стічних вод може бути рослинного походження (залишки рослин, плодоовочів, папір тощо) та тваринного походження (фізіологічні виділення людей та ін.).

У господарсько-побутових стоках містяться приблизно до 60 % забруднень органічного походження і 40 % мінерального походження. Органічні забруднення є сприятливим середовищем для розвитку мікроорганізмів, тому в стоках містяться ще біологічні забруднення.

3. Біологічні забруднення. До цієї категорії ставляться різні мікроорганізми: дріжджові й плісняві грибки, бактерії, зокрема патогенні, яйця гельмінтів.

Господарсько-побутові стічні води зазвичай характеризуються постійним складом і вони містять невелику кількість речовин, непридатних для біологічного окислення. У випадку скиду у загальну каналізаційну мережу виробничих стоків промислових підприємств, що пройшли попередню очистку, стічні води відрізняються меншою стабільністю складу, окрім того, вони можуть містити токсичні речовини [3, 4].

До складу стічних вод входить значна кількість забруднюючих речовин. Неочищені стічні води представляють високу небезпеку для природних водних джерел. Для захисту водних об'єктів потрібно, насамперед, забезпечити глибоке очищення стічних вод [4, 5].

1.2 Задачі та методи очистки стічних вод

Очистка стічних вод – це комплекс заходів з метою видалення забруднень, які містяться в господарсько-побутових та виробничих стічних водах перед їх випуском у водний об'єкт [1, 2, 4]. Комплексна очистка стоків припускає практично повне розкладання органічних сполук та доведення вмісту показників до нормативних значень відповідно до класу водокористування водойми – приймача очищених стічних вод.

На сьогодні відомі такі методи очистки стічних вод: механічний, біологічний і фізико-хімічний методи. Кожний з наведених методів дозволяє видалити зі стічних вод певні види забруднень.

За допомогою механічної очистки з води видаляють нерозчинені домішки мінерального та органічного походження. Біологічна очистка дозволяє забезпечити окисленні розчинених органічних забруднень у результаті життєдіяльності аеробних бактерій. Фізико-хімічна очистка дозволяє видалити зі стічних вод колоїдні й частково розчинені речовини, а також перевести нерозчинені у розчинені речовини у результаті обробки реагентами стічних вод. Зазвичай фізико-хімічні методи очистки застосовують для очистки промислових стічних вод.

Зазвичай процес очищення міських стічних вод на каналізаційних очисних спорудах (КОС) включає етапи механічного очищення, біологічного очищення, доочищення (передбачається за необхідності) та знезараження очищених стічних вод. У процесі очищення стічних вод на кожному етапі утворюється осад, який необхідно знешкодувати, що також є окремим етапом на КОС [4, 6].

Блок схему очищення стічних вод показано на рисунку 1.1 [1].



Рисунок 1.1 – Блок схема процесу очистки стічних вод

Споруди для очистки стічних вод розташовують таким чином, щоб вода проходила їх послідовно - одне за одним. У спорудах механічної очистки спочатку затримують найбільш важкі й крупні суспензії, а потім виділяють основну масу нерозчинених забруднень. У подальшому на спорудах для біологічної очистки видаляють тонкі суспензії, що залишилися, колоїдні й розчинені забруднення, а потім здійснюють знезараження стічних вод.

Стічна вода проходить механічну очистку в такій послідовності:

- крупні забруднення (папір, залишки овочів, фруктів тощо), що затримують за допомогою решіток;
- мінеральні важкі домішки (переважно пісок), які затримують піскоуловлювачами;
- нерозчинені органічні домішки затримують у відстійниках.

Вибір обладнання, технологічної схеми та ефективність очистки на очисних спорудах залежить головним чином від якісного складу стоків, які надходять на очищення.

Призначенням попередньої механічної очистки є підготовка стоків до ефективної біологічної деструкції органічних домішок. Попередня механічна очистка стічних вод дозволяє видалити нерозчинні домішки органічного неорганічного походження.

На етапі механічного очищення застосовують таке обладнання: решітки, піскоуловлювачі, первинні відстійники та ін.

Для затримання крупних предметів використовують решітки, найчастіше грабельні [1, 3, 6]. Альтернативою грабельним решіткам є проціджувачі, які дозволяють зняти значну частину нерозчинних органічних забруднень, покращуючи подальше відділення піску у піскоуловлювачах, а в деяких випадках – взагалі відмовитись від використання первинних відстійників [2, 3]. Пісок і інші важкі мінеральні домішки затримуються у піскоуловлювачах при короткотривалому відстоюванні стічних вод. В Україні в основному використовуються горизонтальні піскоуловлювачі, хоча більш ефективними є тангенціальні піскоуловлювачі [4, 7-9].

Більшість нерозчинних органічних домішок вилучаються у первинних відстійниках. На станціях продуктивністю до 10 тис. м³/добу застосовують вертикальні відстійники, на більш потужних станціях очистки - радіальні. Крім традиційних відстійників, для механічної очистки можуть використовуватись освітлювачі, тонкошарові відстійники, біокоагулятори [2, 6].

Методи механічної очистки дають змогу виділити зі стічних вод до 60 % нерозчинних домішок, при цьому показник БСК зменшується приблизно на 20 %.

Після споруд механічної очистки (решітки, піскоуловлювачі і первинні відстійники) вода надходить на біологічну очистку, яка дозволяє видалити зі стічних вод основну масу органічних забруднень, які знаходяться у воді в розчинній, колоїдній і нерозчинній формі.

Біологічний метод очистки оснований на окисленні органічних речовин мікроорганізмами.

Біологічна очистка може здійснюватися:

- у штучно створених умовах або близьких до природних (очистка проходить на полях зрошення, полях фільтрації, біоставках) Але кліматичні умови і потреба великих ділянок обмежують використання процесу очистки стічних вод у природних умовах. Біологічні ставки використовують переважно на стадії доочищення [1, 6].

- в умовах штучної аерації. У такому випадку очистка може проводитись у біофільтрах з використанням закріпленою мікрофлори, або за допомогою активного мулу в аеротенках.

Очистка стічних вод у біофільтрах імітує процес природної очистки у ґрунті. При цьому аеробні мікроорганізми у вигляді тонкої біоплівки закріплюються на поверхні завантаження (гравій, щебінь, листи пластмаси тощо), в пори якого надходить повітря. Стічні води очищують під час руху зверху вниз по поверхні завантаження, що вкрите біоплівкою завтовшки близько 1 мм, у вигляді краплин, струминок або плівки. На Україні використовують біофільтри, завантажені шлаком, гравієм, керамзитом та ін./ [1-3].

На сьогодні найбільшого поширення отримали аеротенки - прямокутні або круглі в плані резервуари. В аеротенках стічні води змішуються з активним мулом, повільно рухаються і перемішуються. Очистка води тут відбувається за допомогою біоокиснення органічних речовин, що здійснює активний мул – колонії аеробних мікроорганізмів. Для забезпечення мікроорганізмів киснем використовують безперервну штучна аерацію суміші стічних вод і активного мулу шляхом подачі стисненого повітря. Після очистки стічні води направляють до вторинних відстійників для відокремлення активного мулу від очищеної води. Частина активного мулу з вторинних відстійників повертають до аеротенків.

Треба зазначити, що процес біологічної очистки - один з найважливіших етапів очистки стічних вод. Біологічний метод входить практично до кожної технологічної схема очистки побутових стоків і схожих за складом виробничих стічних вод. Процес ґрунтується на застосуванні активного мулу - штучно вирощуваного при аерації забруднених вод біоценозу, населеного гетеротрофними бактеріями, найпростішими, які беруть участь у трансформації забруднюючих речовин й очищенні стічних вод шляхом біохімічного окислювання [1, 3, 6].

У загальному випадку очищення стічних вод за допомогою активного мулу складається із двох етапів: самого біологічного очищення й етапу відділення активного мулу від біологічно очищених стічних вод [1, 6].

Після відстоювання муло-водяної суміші у вторинних відстійниках частину активного мулу – «циркуляційний активний мул» - повертають в аеротенк, а іншу частина – «надлишковий активний мул» - подають на споруди з обробки осадів (до мулоущільнювачів, оскільки вологість дуже висока).

Таким чином, до системи обробки стічних вод активним мулом входять такі основні елементи:

- реактор-аеротенк, де процес очищення здійснюється при безпосередньому контакті стічних вод з оптимальною кількістю організмів активного мулу;
- вторинний відстійник, у якому відбувається відділення осілого мулу від очищеної води;
- пристрій для рециркуляції, призначений для повернення активного мулу до аеротенку після осадження у вторинному відстійнику.

В основі методів біологічного очищення стічних вод лежить здатність мікроорганізмів використовувати різні речовини, що знаходяться у стічних водах як джерело харчування в процесі життєдіяльності [1, 3, 6].

Угрупування мікроорганізмів, які беруть участь у процесі біологічної очистки, володіють низкою властивостей, основними з яких є:

1) здатність споживати як джерело харчування органічні і деякі неорганічні сполуки для одержання енергії й забезпечення свого функціонування;

2) швидке розмноження мікроорганізмів;

3) здатність утворювати колонії й скупчення, які після завершення процесів вилучення органічних забруднень зі стічної води можна порівняно легко відокремити від очищеної води.

Окрім окислення органічних речовин у процесі біологічної очистки значна роль мікроорганізмів полягає у утворенні стабільних флокул, формування пластівців активного мулу, що є проявленням однієї з важливих особливостей живих кліток – здатності їх до агрегації та розвитку від більш простих до більш складних рівнів організації. Це особливість біоценозу мікроорганізмів має важливе значення у процесі біологічного очищення та в подальшому дозволяє здійснювати відокремлення активного мулу від стічної води у вторинних відстійниках.

Слід також зазначити, що механізм видалення органічних речовин зі стічних вод досить складний і носить багатоступінчастий характер взаємозалежних і послідовних біохімічних реакцій.

Після біологічної очистки на біофільтрах або в аеротенках стічні води подаються на вторинні відстійники. У першому випадку – для затримання надлишкової біоплівки, яка виноситься з біофільтрів з очищеними стічними водами, у другому – для відділення активного мулу від очищених стічних вод, який потім повертається до аеротенків для очищення нових порцій води (циркуляційний активний мул). Під час очищення стічних вод кількість активного мулу у збільшується за рахунок його приросту, тому надлишковий активний мул перекачують у споруди обробки осадів стічних вод.

Для характеристики вмісту в стічних водах легко окисних органічних речовин застосовують такі показники, як БСК₅, БСК_{повн}, ХСК [1, 3].

Різниця між чисельними значеннями показників ХСК і БСК_{повн} показує наявність у воді органічних речовин, які погано засвоюються

мікроорганізмами. Чим більше різниця між показниками ХСК і БСК_{повн}, тим вищою остаточно забрудненість стічних вод після проходження споруд біологічної очистки.

Розрізняють аеротенки-змішувачі, аеротенки-витискувачі і аеротенки проміжного типу [1, 2]. Залежно від місцевих умов аеротенки проектують на повну або не повну очистку. За технологічною схемою аеротенки можуть бути одноступеневі і двоступеневі аеротенки, з регенераторами. За системами аерації аеротенки розрізняють з пневматичною аерацією та з механічною аерацією.

Доцільність використання тієї або іншої схеми очищення визначається складом стічних вод [1].

Одноступеневу схему без регенераторів застосовують для очистки слабо концентрованих побутових стічних вод [1, 2].

Одноступеневу схему з регенераторами застосовують для очистки побутових стічних вод з підвищеними концентраціями забруднень, а також для очистки суміші виробничо-побутових стічних вод.

При використанні такої схеми очищення проходить в дві стадії [1, 2]. У аеротенку відбувається процес видалення забруднень і окиснення легкоокисних органічних речовин, в регенераторі – йде окиснення важко окисних органічних речовин і відновлення властивостей активності мулу. Концентрація мулу в регенераторі в 3–4 рази більша, ніж в самому аеротенку. Перевагою такої схеми є можливість відновлення активності мулу в регенераторах при порушенні його життєдіяльності або загибелі у випадку залпових надходжень стічних вод, що містять токсичні речовини [2].

Аеротенки-змішувачі використовують для очистки висококонцентрованих виробничих стічних вод. Завдяки розосередженій подачі стічної води і розосередженій подачі активного мулу по довжині аеротенка підвищується окисна потужність аеротенків, а також вирівнюється швидкість споживання кисню.

Для очистки висококонцентрованих виробничих стічних вод застосовують також двоступеневу схему. На першому ступені завершується

перша стадія очистки - сорбція органічних забруднень активним мулом і окиснення деякої частини забруднень, далі на другому ступені відбувається остаточна очистка. [1, 2].

Більш досконалою схемою вважається двоступенева схема з регенераторами. Такі аеротенки забезпечують практично повну очистку стічних вод.

Конструкції аеротенків наведено на рисунку 1.2.

Найчастіше для очистки міських стічних вод застосовують аеротенки-витискувачі (рис. 1.2 а) – резервуари, які складаються з одного або більше коридорів, відділених між собою поздовжніми перегородками, що не доходять до однієї з торцевих стін. Стічна вода й циркулюючий активний мул подаються зосереджено на вхід аеротенка. Концентрація органічних речовин та потреба активного мулу у кисні змінюються по довжині аеротенку. На початку споруди процес окислення забруднень відбувається швидше, а проходячи до виходу – повільніше.

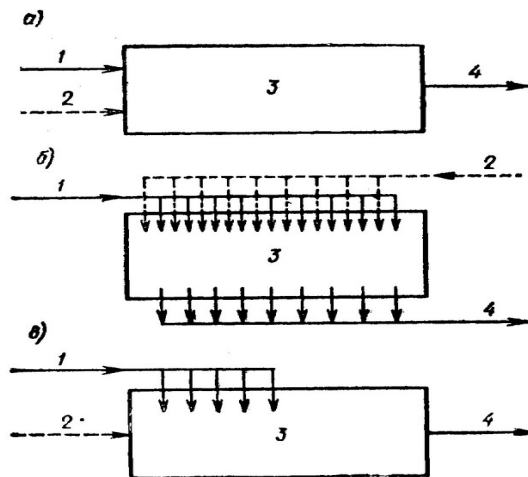


Рисунок 1.2 – Види аеротенків:

а – аеротенки-витискувачі; б – аеротенки-змішувачі, в – аеротенки проміжного типу з розосередженим впуском стічної води;

1 – подача стічної води; 2 – подача поворотного активного мулу;

3 – аеротенк; 4 – випуск мулової суміші

Аертенки-змішувачі (рис.1.2 б) відрізняються однаковою концентрацією мікроорганізмів та розчиненого кисню у будь-якій точці резервуара. Стічні води і активний мул, що подаються рівномірно по всій довжині, відразу розподіляються по резервуару, за рахунок цього забезпечується рівномірний за швидкістю процес очистки. Перевагою конструкції аеротенка-змішувача є стійкість споруди до перевантажень і залпових скидів. Використовують переважно для очистки висококонцентрованих промислових стічних вод. Однак, низька концентрація органічних речовин, доступних мікроорганізмам активного мулу, сприяє росту нитчастих бактерій, що викликають спухання мулу [2].

Склад біоценозу активного мулу визначається зовнішніми факторами, головним чином, якісним і кількісним складом стічних вод [10, 11].

Головними факторами, що впливають на життєздатність і седиментаційні властивості активного мулу і як наслідок, якість біологічного очищення є температура, наявність поживних речовин, вміст розчиненого кисню у муловій суміші, значення рН, присутність токсичних речовин [5, 11-12].

Життєздатність активного мулу та екологічні умови у біореакторі, що також впливають на біоценоз визначаються складом очищуваних стічних вод конструкцією самого біореактора й умовами його експлуатації.

Фактори, що впливають на функціонування активного мулу

Ефективне функціонування активного мулу залежить головним чином від технологічного режиму експлуатації очисних споруд, де важливе значення мають окисна потужність аеротенків, навантаження на активний мул, вік мулу, період й інтенсивність аерації, регенерація мулу. Недотримання технологічного режиму насамперед впливає на утворення пластівців та осідання активного мулу [2, 11, 12].

Якщо седиментаційні характеристики активного мулу погіршуються, він починає погано відокремлюватися від очищеної стічної води, спливати на поверхню, вимиватися з вторинних відстійників. У результаті цього

погіршується якість очищених стічних вод, збільшується вологість надлишкового активного мулу.

Окисна потужність аеротенків, тобто кількість органічних забруднень, що знімають за одиницю часу масою активного мулу в одиниці об'єму аеротенка вважається як показником навантаження на активний мул, так і показником питомої швидкості окислювання. Окисна потужність характеризує ефективність розкладання органічних забруднюючих речовин для даних умов [11]. Для міських споруд біологічного очищення окисна потужність змінюється від 0,1 до 1,5 кг БСК/(м³·добу).

У аеротенках зазвичай підтримують дозу активного мулу на рівні 2-3 г/см³. Збільшення дози мулу дозволяє прискорити процес окислення органічних забруднень, але при цьому виникають проблеми під час розділення муло-водяної суміші у вторинні відстійниках. Якщо доза активного мулу в аеротенках дорівнює більше 3 г/см³ відбувається його нагромадження в муловій зоні відстійників, загнивання, збільшується винос мулу разом з очищеною водою.

Здатність активного мулу до осідання у вторинних відстійниках характеризується величиною мулового індексу, який залежить від дози активного мулу в аеротенку. Чим менше значення мулового індексу, тим більшу дозу мулу необхідно підтримувати в аеротенку. Муловий індекс - обсяг, що займає 1 г активного мулу (за сухою масою) після 30 хв відстоювання у мірному циліндрі на 1000 см³. Оптимальним вважається значення мулового індексу у межах 80-120 см³/г [2, 13, 14]. Якщо муловий індекс дорівнює 150 см³/г - активний мул осідає погано. Стабільність значень мулового індексу вказує на задовільні умови експлуатації споруд біологічної очистки та життєдіяльності активного мулу.

Навантаження на аеротенки зазвичай визначають за забрудненнями за показником БСК, у деяких випадках - за забрудненнями у перерахуванні на 1 м³ очисних споруд, на 1 г сухої біомаси активного мулу або на 1 г беззольної його частині за одиницю часу (за добу).

Аеротенки залежно від величини навантаження розрізняють високо навантажувані, класичні й низько навантажувані.

Спори з навантаженням >400 мг БСК_{повн} на 1 г беззольної речовини активного мулу за добу (високо навантажувані) характеризуються найбільшим приростом мулу та найменшою ефективністю очищення.

Якщо активний мул перевантажений, він не справляється з окисненням забруднень, що надходять з водою. Такий мул характеризується невеликою кількістю найпростіших, кількісно переважають 2-3 виду, зазвичай характерним є велика кількість безбарвних джгутикових, дрібних амеб або інфузорій. Пластівці мулу темного кольору, містять тверді включення. У таких умовах пластівці мулу розпадаються, можуть розвиватися нитчасті форми бактерій, у великій кількості присутні бактерії у завислому стані, надмулова вода мутна.

Спори із класичним навантаженням, що дорівнює 150-400 мг БСК_{повн} на 1 г беззольної речовини активного мулу за добу дозволяють забезпечити високий ступінь очищення за показником БСК, іноді – відбувається часткова нітрифікація. Мул у такому випадку заселений більшою кількістю організмів різних груп, характерні зооглейні скупчення, пластівці щільні, компактні, мул швидко осідає у відстійниках, вода над ним прозора.

З метою попередження впливу токсичних речовин, які сприяють пригніченню життєдіяльності активного мулу, встановлені гранично припустимі концентрації (ГДК) токсичних речовин, а також виявляють можливу дію суміші речовин, одночасно присутніх в очищуваній воді. Окрім того, у воді можуть різні сполуки (ПАВ, барвники й ін.), які на процеси біоокислення не впливають, однак вони негативно впливають на функціонування очисних споруд (можуть викликати піноутворювання, змінюють розчинність кисню та ін.). Тому, для таких сполук також встановлюються ГДК.

При роботі очисних споруд концентрації мулу повинна бути такою, при якій буде забезпечено як достатнє постачання пластівців мулу розчиненим киснем, так і задовільну роботу вторинних відстійників.

Спорути з високим навантаженням працюють на неповне очищення з віком мулу не більше 2-3 діб. У спорудах низько навантажуваних на активний мул відбувається нітрифікація й характерним є великий вік мулу (6-12 діб). Глибока мінералізація органічних речовин з наступною нітрифікацією забезпечується при віку активного мулу більше 8 діб.

Вік мулу залежить від складу стічних вод і чим складніший склад стічних вод, тим більший вік мулу необхідно підтримувати для забезпечення задовільного окиснення органічних речовин.

На глибину очистки стічних вод впливають не тільки склад активного мулу, але й фізіологічний стан біоценозу мікроорганізмів, що залежить від температури, поживних речовин, вмісту кисню, рН, присутності токсичних речовин [2, 3]. Однак параметрами, що регулюються є тільки доза активного мулу, час його контакту зі стічною рідиною і кількість повітря, яке подається на аерацію.

Так, зокрема температура - найважливіший параметр, який визначає розчинність сполук, швидкість хімічних реакцій, швидкість вилучення забруднюючих речовин при механічному відстоюванні, інтенсивність обміну речовин, споживання розчиненого кисню й відповідно визначає ефективність самого процесу очистки [11, 12].

Зміна температури дуже несприятливо впливає на розвиток біоценозу мікроорганізмів активного мулу. У випадку, якщо температурний режим не відповідає оптимальним значенням, швидкість обмінних процесів у клітці й ріст культури буде нижче максимальних значень. З підвищенням температури відповідно відбувається зниження розчинності кисню.

Наступним параметром, від якого залежить ефективність процесу біологічної очистки стічних вод, є підтримання оптимальних умов рН. Від величини рН залежить нормальне функціонування мікроорганізмів, а також

сила токсичної дії на мікробне угруповання активного мулу забруднюючих речовин, що присутні у стічних водах. Залежно від величини рН стічні води поділяють на сильно-, слабо кислі, кислі, нейтральні, сильнолужні, лужні й слабо лужні [2, 12].

Зміна активної реакції середовища (рН) у той чи інший бік від 6,5 до 8,5 є не припустимою при прийманні стічних вод до міської системи каналізації. Для задовільної роботи очисних споруд рН середовища повинна бути у межах від 6,5 до 7,8. При зниженні величини рН спостерігається зниження інтенсивності обміну у бактерій та спостерігається погане осідання активного мулу. При збільшенні рН підвищується інтенсивність обміну активного мулу, а у слабо лужному середовищі (при $\text{pH} > 9,5$) клітки активного мулу гинуть [2].

Окрім того для задовільного функціонування активного мулу та гарної осаджуваності активного мулу у вторинних відстійниках обов'язковою умовою є необхідна кількість та оптимальне співвідношення в стічних водах біогенних елементів і органічних речовин. Для виробничо-побутових стічних вод вміст органічних речовин та біогенних елементів рекомендований ДБН у співвідношенні $\text{БСК}_5:\text{N}:\text{P}=100:5:1$ [15]. Показник БСК характеризує вміст легкоокисних органічних речовин, що здатні до біохімічного розкладання. При цьому враховується азот амонійних солей або білковий азот та фосфор (у вигляді розчинних фосфатів).

Як вже було зазначено, подача повітря повинна забезпечувати аеробних організмів киснем. Необхідна постійна наявність у воді розчиненого кисню з концентрацією не менше 2 мг/дм^3 . Окрім того, подача повітря необхідна для перемішування мулової суміші, видалення продуктів метаболізму, хімічного окислювання забруднюючих речовин. Необхідна витрата повітря на очистку 1 м^3 стічних вод дорівнює від $3,5$ до 15 м^3 . На окислювання 1 кг органічних сполук, у середньому потрібно $30\text{-}55 \text{ м}^3$ повітря.

Для життєдіяльності мікроорганізмів організмів активного мулу критичною концентрацією розчиненого кисню вважають таку, що дорівнює $0,2 \text{ мг/дм}^3$, задовільною концентрацією - $0,5 \text{ мг/дм}^3$ [2]. Активний мул навіть

при невеликому застоюванні в результаті порушення масообміну в пластівцях одразу починає гинути. Тому нормативний вміст розчиненого кисню, що необхідний для забезпечення задовільного перемішування мулової суміші й запобігання покладів мулу становить не менше $1,0-2,0 \text{ мг/дм}^3$ [15]. Збільшення концентрації розчиненого кисню не призводить до зростання активності мікроорганізмів та поліпшення ступеню очищення, але при цьому збільшуються енергетичні витрати.

Поліпшення умов аерації і якості очищення можна досягти шляхом правильного вибору й монтажу аераційних систем.

Аераційна система – комплекс інженерного встаткування, необхідний для подачі та розподілу кисню в аеробних зонах аеротенків з метою створення потрібного кисневого режиму для реалізації саме біохімічних процесів й підтримання активного мулу у завислому стані. Система аерації забезпечує постійне перемішування стічної води з мулом.

Під час експлуатації каналізаційних очисних споруд основними є витрати на електроенергію, яку споживають повітродувки, що забезпечують потрібний кисневий режим аеротенків. Кількість електроенергії, яку споживають повітродувки залежить як від ККД повітродувних агрегатів та ефективності аераційної системи, а також від кількості кисню, який необхідно подати в аеротенки для забезпечення потрібної ефективності біологічної очистки [11].

За рахунок застосування сучасних енергоефективних керованих повітродувних машин можна істотно знизити питоме споживання електроенергії на одиницю кількості повітря. Від ефективності аераційної системи прямо залежить кількість повітря, яке необхідно подати в аеротенки для забезпечення необхідної кількості кисню на біологічні процеси.

Системи аерації, що застосовують в аеротенках, поділяють на механічні, пневматичні, пневмомеханічні та струйні (ежекторні).

Вибір системи аерації й схеми її реалізації для конкретних аеротенків здійснюється індивідуально для розглянутих очисних споруд із урахуванням таких факторів, як [11]:

- технологія біологічної очистки стічних вод, що реалізується в аеротенках (з регенерацією активного мулу або без неї), чи відбуваються процеси нітри-денітрифікації й біологічного видалення сполук фосфору);

- якість стічних вод, що надходять на біологічну очистку стічних вод та вимоги до якості очищеної води;

- конструктивні характеристики аеротенків (аеротенки-змішувачі, аеротенки-витискувачі).

У певних випадках аерацію й перемішування можна розділити. Роздільна система аерації і перемішування – система, у якій однорідність мулової суміші забезпечується механічною мішалкою, установленою додатково до аератора або замість нього.

Для порівняння аераторів використовують характеристики насичення киснем, які виражаються в показниках годинної і повної питомої подачі кисню. Але для повного порівняння необхідно враховувати й додаткові критерії, які складно виразити в числовому значенні, оцінити їх можна лише якісно. Так, наприклад, марним виявиться аератор, що володіє відмінними характеристиками насичення киснем, але при цьому не забезпечує достатнього гідравлічного перемішування чи який має підвищений ризик засмічення. У такому випадку в аеротенку можливе вповільнення процесів окислювання органічних забруднень.

При застосуванні крупнопухирцевої аерації з отворами в аераційних трубах 5-6 мм використання розчиненого кисню активним мулом дорівнює 6–7 %, що не забезпечує ефективного масопереносу кисню з мулової суміші в бактеріальну клітину. Збільшення використання кисню до 8–12 % можливо за рахунок зменшення розмірів отворів у трубах до 2-2,5 мм, а у разі застосування дрібнопухирцевих аераторів з розміром отворів 200-500 мкм, використання кисню зростає до 15–18 %.

При застосуванні дрібнопухирцевої аерації відбувається також значне поліпшення якості очищення, поліпшуються властивості активного мулу й зростає стійкість організмів активного мулу до впливу токсичних речовин. Але

не зважаючи на використання кисню до 15–18 %, ця система аерація не забезпечує гарного перемішування мулової суміші. Тобто кращий ефект насичення киснем мулової суміші й одночасно необхідний масообмін дозволяє забезпечити середньопихірцеві аератори.

Ефективність аерації залежить також від самої форми аераційних елементів, які для цього використовуються і від того, як вони розміщені по дну аеротенка. Більш ефективними аераторами з точки зору збагачення мулової суміші киснем вважаються тарілчасті аератори.

У практиці очистки стічних вод часто виникає необхідність доочищення або глибокого очищення біологічно очищених стічних вод. При застосуванні споруд доочищення знижуються величини БСК і ХСК стічних вод, зменшується вміст завислих речовин і біогенних елементів. Застосування доочищення стічних вод дозволяє істотно зменшити шкідливий вплив очищених стічних вод, що скидають у водойми [6, 16, 17].

Для доочищення стічних вод широко використовують фільтрування крізь різні завантаження фільтрів. Фільтрування дозволяє зменшити в стічній воді вміст завислих речовин, фосфору та інших забруднень. Неодмінним елементом схеми з доочищенням стічних вод є барабанні сітки для затримання крупних забруднень. Залежно від вимог до якості води застосовують фільтри різних конструкцій: з низхідним або висхідним потоком води, одношарові або двошарові, каркасно-засипні фільтри, фільтри з плаваючим завантаженням [2, 18, 19]. Найчастіше для доочищення стічних вод використовують каркасно-засипні фільтри.

Для доочищення стічних вод від важко окисних домішок застосовують коагуляційні та сорбційні установки.

У випадках необхідності видалення біогенних елементів (азоту і фосфору), які при надходженні у водойму спричиняють процес евтрофікації, азот видаляють фізико-хімічним та біологічним методами. Для видалення сполук фосфору з води застосовують реагентне осадження з використанням солей заліза, алюмінію або вапна.

Кінцевим етапом очищення перед випуском очищених стічних вод у водний об'єкт є їх знезараження, яке здійснюють з метою знищення патогенних бактерій й захисту водоймищ від зараження стічними водами, що до них скидають.

Знезараження стічних вод здійснюють тими самими прийомами і засобами, що й для знезараження природних вод. Найчастіше використовують хлорування газоподібним хлором чи іншими хлормішувальними реагентами (хлорним вапном, гіпохлоритом натрію, який отримано на місці в електролізерах або заводського виготовлення).

Необхідні споруди для хлорування складаються з хлораторної, змішувача і контактного резервуару. У хлораторній розміщують витратний склад хлору і приміщення хлораторів – установок для приготування і дозування розчину хлору. Для ефективного процесу знезараження потрібне ретельне змішування хлорного розчину зі стічною водою та достатній час контакту для проходження реакцій. Тривалість контакту хлору зі стічною водою приймають 30 хв. [1, 19-20].

Найбільшу ефективність та поширення для знезараження стічних вод на сьогодні набуває метод ультрафіолетового опромінення після очищення на біологічних очисних спорудах [21, 22].

До переваг застосування ультрафіолету для знезараження води можна віднести [23-25]:

- згубний вплив на хвороботворні бактерії, грибкові спори та віруси;
- стабільна якість знезараження;
- під дією ультрафіолетового випромінювання не відбувається утворення токсичних сполук, які чинять негативний вплив на водойми;
- досить низька вартість порівняно з озонуванням і хлоруванням;
- невеликі розміри установки для ультрафіолетового випромінювання, що дозволяє використовувати цей спосіб в умовах обмеженого простору, а також відсутність необхідності у зберіганні шкідливих і небезпечних речовин.

Сучасні установки забезпечують високу якість дезінфекції стічних вод завдяки можливості регулювання інтенсивності випромінювання [22, 24].

Технологічну схему очищення стічних вод, поширену на очисних станціях середньої та великої продуктивності, показано на рисунку 1.3.

Окрім процесів механічної та біологічної очистки окремим процесом на каналізаційних очисних спорудах є обробка осадів стічних вод, зокрема активного мулу. Основним завданням обробки осадів стічних вод є отримання кінцевого продукту, властивості якого забезпечать можливість його утилізації або дозволять звести до мінімуму збиток, що наноситься навколишньому середовищу. Обробка осадів стічних вод здійснюється з метою зменшення обсягу осаду та його знешкодження.

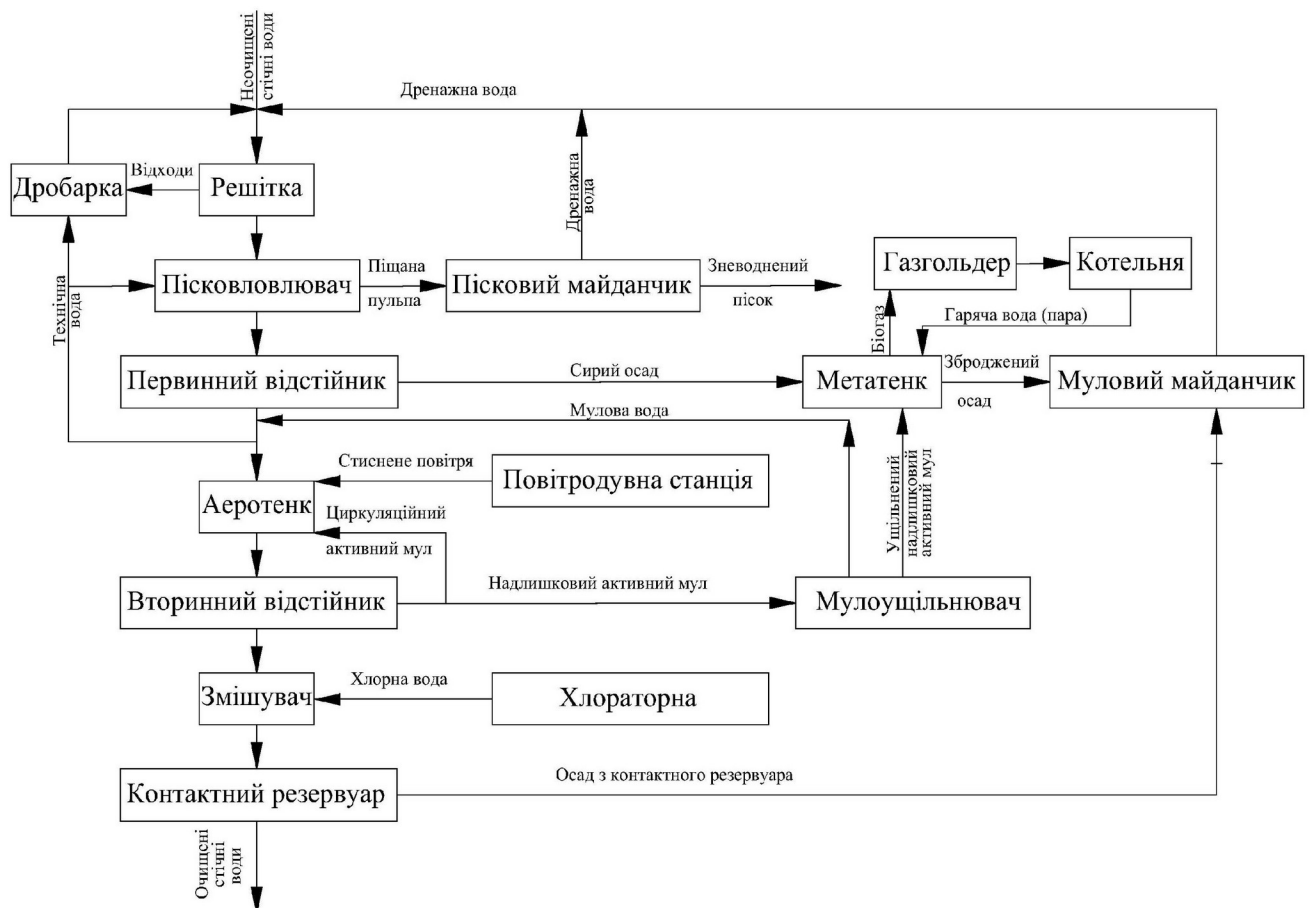


Рисунок 1.3 – Технологічна схема очищення стічних вод з аеротенками

З вище викладеного можна зробити висновок, що процес очистки міських господарсько-побутових стічних вод на спорудах каналізації - це достатньо складний процес, який включає декілька етапів (механічний, біологічний, доочищення та знезараження) і потребує дотримання великої кількості умов. Недотримання умов чи невідповідність одного з параметрів необхідному значенню може призвести до порушення усього процесу очистки, а також знизити ефективність споруд у цілому. Особливо це стосується етапу біологічної очистки та процесів, які відбуваються за участю мікроорганізмів активного мулу [26, 27].

На даний час процесам очистки стічних вод приділяється велика увага, розроблюються нові технології, удосконалюються існуючі методи і обладнання.

1.3 Основні джерела забруднення водних басейнів сполуками фосфору та методи очистки

Сполуки фосфору можуть надходити до водойми з різних джерел. Джерела надходження фосфатів у поверхневі води поділяють на: точкові (промислові стічні води, які скидають в річки в певних місцях) та дифузні (фосфорні добрива, які застосовують на сільськогосподарських угіддях та ін) [28, 29].

Вважають, що основними джерелами надходження фосфору у водойми України є атмосферні опади, поверхневий та річковий сток, вивітрювання, ерозія ґрунту, дренажні води зрошувальних систем тощо [30].

Порівняно з 80-90-ми роками ХХ ст. останніми роками спостерігається помітна тенденція до зростання кількості загального фосфору зі стоком головних річок України. Так, зокрема суттєво збільшилось надходження загального фосфору зі стоком р. Дніпро, що можливо, пов'язано зі збільшенням складових фосфору за рахунок використання миючих і засобів промисловістю і населенням, а також недостатньою очисткою побутових стічних вод від фосфатів на очисних спорудах комунального господарства і несанкціонованими викидами неочищених стічних вод в басейн р. Дніпро [31].

У стічних водах, що надходять на очищення фосфор перебуває в складі органічних сполук (органічний фосфор), поліфосфатів (P_2O_5) і ортофосфатів (PO_4). Фосфати і поліфосфати гідролізуються в результаті біологічного очищення в ортофосфати, а органічний фосфор частково переходить в ортофосфати, частково засвоюється активним мулом, а частково залишається в очищених водах. Завислі форми сполук фосфору частково осаджуються в первинних відстійниках, а частково сорбуються на пластівцях активному мулі [32-34].

Ортофосфати являють собою солі фосфорної кислоти PO_4^{3-} і HPO_4^{2-} . У водяних розчинах фосфати гідролізуються. Поліфосфати містять молекули із двома або декількома атомами фосфору, кисню й іноді атомами водню. У водяному розчині поліфосфати також піддаються гідролізу й відновлюються до ортофосфатних форм. Для міських стічних вод характерна концентрація загального фосфору становить приблизно 3-10 мг/л, зокрема частка ортофосфатів – до 60-70 % загального фосфору.

Оскільки основним джерелом надходження фосфору в природні водойми є скид недостатньо очищених стічних вод, ефективнішим способом контролю евтрофікації та боротьби з нею є глибоке очищення стічних вод [35, 36].

Для нормування екологічно безпечної концентрації сполук фосфору у водоймах і очищених стічних водах використовується система гранично допустимих концентрацій, встановлені гранично припустимі скиди. У різних країнах світу для розрахунків ГДК використовують свої методики, серед яких можна виділити [12, 14, 15]: розрахунок за категорією водойми, розрахунок за еквівалентним населенням, жорстко встановлені норми, спеціальні категорії.

Відповідно до сучасних нормативів в Україні, на очисних спорудах каналізації потрібно забезпечити концентрацію фосфатів в очищеній стічній воді до 0,2-1,2 мг/л залежно від трофності водоприймача [37, 38].

У країнах СНД нормативні показники скиду очищених стічних вод у водойми, зокрема за концентрацією сполук фосфору встановлюють з умови попередження розвитку евтрофікації. Нормативні вимоги до скиду залежать від

форми сполук фосфору, ступеню розбавлення стічних вод у водоймі, фонові концентрації фосфору і знаходяться у діапазоні 0,01-0,1 мг/дм³.

У більшості промислово розвинених країн (Швейцарії, Німеччині, Франції й ін.) встановлені нормативні вимоги до вмісту біогенних елементів в стічних водах. Відповідно до Директиви країн ЄЕС, в очищених стічних водах допускається вміст загального фосфору 1 мг/л, а для споруд більшої продуктивності більш високі вимоги - 2 мг/л.

Під час процесу біологічної очистки стічних вод фосфати споживаються мікроорганізмами на приріст біомаси активного мулу. Невелика частина фосфору сорбується пластівцями активного мулу. Сполуки фосфору виводяться з системи з надлишковим активним мулом. Кількість фосфору, що надходить на очисні споруди, перевищує потребу в ньому активного мулу, тому традиційне біологічне очищення в аеротенках не може забезпечити сучасні вимоги до вмісту фосфатів в очищеній воді. На станціях очистки стічних вод ефективність видалення фосфатів не перевищує 20-40 %. При деяких технологічних режимах роботи аеротенків концентрація фосфатів в очищеній стічній воді навіть перевершує вихідну концентрацію, що відбувається за рахунок гідролізу складних форм фосфатів. Технологія біологічної нітриденітрифікації, яка останнім часом знаходить все більшого поширення, також не дозволяє забезпечити видалення фосфатів до чинних нормативів.

Таким чином, виникає необхідність застосування додаткових технологій глибокого видалення фосфатів.

Розчинний фосфор є основним елементом, що ініціює та посилює надзвичайно негативний для екологічного стану природних водойм процес евтрофікацію – насичення їх біогенними елементами, що супроводжується ростом біологічної продуктивності водних джерел.

Надходження сполук фосфору зі стічними водами точкових джерел (промислові підприємства, очисні споруди підприємств житлово-комунального господарства) та дренажними водами зрошувальних систем суттєво впливає на якість води в районі викиду стічних вод.

При постійному надходженні господарсько-побутових стічних вод у водні об'єкти відбувається поступове збільшення в них концентрації фосфатів. Наявність біогенних елементів, зокрема фосфору призводить до розвитку синьо-зелених водоростей і заростання водойм. Порушується нормальний режим функціонування природних екосистем. У результаті процесів розростання водоростей відбувається зниження концентрації розчиненого кисню, яке може знизитися до повного виснаження, з відповідними негативними, а надалі й згубними наслідками для функціонування водних об'єктів [39-42].

Отже, головними причинами евтрофування, що характерне фактично для усіх поверхневих водойм України є скидання недостатньо очищених господарсько-побутових і промислових стічних вод.

В умовах антропогенної евтрофікації у водоймах різко збільшується концентрація біогенних елементів, серед яких найбільше значення для гідробіонтів мають сполуки фосфору [2, 8-10]. З одного боку, фосфор – поживна речовина для водоростей, що відіграють важливу роль для організмів, оскільки беруть участь у всіх видах обміну речовин. А з іншого боку – надлишок фосфору або його недостатня кількість, здатні викликати небажані наслідки. При надлишку сполук фосфору у водоймах відбувається підвищення рівня трофності водойми і як наслідок, подальша її деградація в результаті бурного розвитку рослинності. У морських екосистемах фосфор є «лімітуючою» речовиною у процесах розвитку евтрофікації. Надмірне надходження сполук фосфору у морські води призводить до деградації прибережних біоценозів і відображається негативним чином на риболовстві [30, 43].

Вирішити проблему евтрофування водойм спочатку передбачалося шляхом видалення зі стічної рідини одного біогенного елемента – азоту із застосуванням технології нітрифікації і денітрифікації. Видалення тільки азоту на діючих очисних спорудах каналізації (ОСК) набагато простіше технічно й економічно доцільно. Однак багаторічна практика експлуатації ОСК і

моніторинг стану водойм показали, що в переважній більшості випадків єдиним елементом, який лімітує так зване «цвітіння» водойм (найвищий ступінь евтрофікації розвиток фітопланктону, що спричиняє зміну кольору води) є фосфор. Евтрофікація може бути результатом як природного старіння водойми, так і антропогенних впливів [31, 44, 45]. Процеси евтрофікації водойм ускладнюються при концентраціях фосфору в природній воді нижче 0,2 мг/л.

Враховуючи це, сьогодні велику увагу приділяють технологіям очищення стічних вод від біогенних елементів, і зокрема, фосфору [4, 8, 9].

Фосфати можуть бути вилучені з системи у виді нерозчинних сполук, як було зазначено, або хімічним зв'язуванням їх у нерозчинні сполуки (фізико-хімічні методи), або включенням у клітинну речовину (біологічний метод) за рахунок модифікації біологічного процесу [46, 47]..

У процесі традиційного очищення стічних вод ефективність видалення сполук фосфору становить 20– 40%, що не дозволяє досягти сучасних вимог за вмістом фосфору в очищених стічних водах [16, 17].

На даний час з відомих методів видалення фосфору найбільшого поширення отримали такі методи очищення стічних вод [3, 4, 17]:

- хімічний;
- біологічний;
- комбінований.

Видалення сполук фосфору зі стічних вод біологічним методом здійснюється двома основними шляхами [18]:

1. Під час росту звичайних аеробних мікроорганізмів, що беруть участь у процесах біохімічного очищення стічних вод (не фосфор-акумулюючих мікроорганізмів);

2. У ході життєдіяльності фосфор-акумулюючих мікроорганізмів (ФАО), які споживають значно більше фосфору, ніж це необхідно для їхнього приросту. Такі мікроорганізми (ФАО) споживають додатково фосфор, який вони використовують як енергетичний запас і це дозволяє їм споживати

субстрат в анаеробних умовах. Поповнення витраченого фосфату відбувається в аеробних умовах [48].

Із всіх відомих методів видалення фосфору біологічний є самим екологічним [44]. На сьогоднішні біологічний метод видалення фосфору досить вивчений і пов'язаний з життєдіяльністю мікроорганізмів активного мулу, які для побудови живої клітки й переносу енергії споживають фосфор. В основі біологічного методу видалення фосфору лежить здатність бактеріями накопичувати більші кількості розчинних ортофосфатів у клітках у формі нерозчинного поліфосфату [47] при аеробному стані, а в анаеробному або аноксидному виділяти їх у навколишнє середовище. Для організації процесу біологічного видалення фосфору зі стічних вод однією з основних умов є послідовне проходження мулової суміші анаеробно-аноксидно-оксидних зон [52].

Принцип біологічного видалення фосфору полягає у створенні умов для розвитку у складі активного мулу «фосфорних» бактерій (Р-бактерій). З цією метою цього в спорудах біологічної очистки (аеротенках) виділяють анаеробні і аеробні зони, які по черзі проходить активний мул.

Дослідження процесів біологічного видалення фосфору ведуться з 40-х років минулого століття. При створенні умов чергування анаеробних і аеробних зон в біореакторах (аеротенках), відбувається збільшення концентрації фосфору на виході з анаеробних зон («вивільнення» фосфору) і потім зниження концентрації фосфору на виході з аеробних зон практично до нуля («споживання» фосфору) [49-51]. Цей ефект був названий «жадібне поглинання фосфору». Подальші дослідження процесів біологічного видалення фосфору дозволили виявити, що хоча основна роль у реалізації процесу «жадібного поглинання фосфору» належить бактеріям *Acinetobacter*, здатністю акумулювати фосфор володіють також інші гетеротрофні мікроорганізми. Ці бактерії узагальнено називаються фосфат-акумулюючі організми (ФАО).

У процесі біологічного видалення фосфору ФАО споживають більшу кількість фосфату, який використовується ними у якості енергетичного запасу

й дозволяє розкласти органічні речовини в анаеробних умовах. Поповнення фосфату здійснюється у аеробних та аноксидних умовах. Таким чином, для реалізації процесу біологічного видалення фосфору, насамперед потрібна наявність анаеробних і аеробних зон у біоспорах [49, 52, 53].

У світовій практиці очищення стоків є цілий ряд технологій біологічного очищення від сполук фосфору за технологіями анаеробно-аноксидної обробки. Технологічні схеми реалізації процесів біологічного видалення фосфору дуже відрізняються оскільки якісний склад стічних вод і вимоги до якості очищеної води вимагають найбільш ефективних для конкретних умов технологічних і конструктивних рішень [49, 54-58].

Азот виводиться з системи у газоподібному стані при денітрифікації, а фосфор розподіляється між мулом і водою. Біологічне видалення фосфору (без застосування реагентів) полягає у виведенні його у складі надлишкового активного мулу. Зі збільшенням маси надлишкового мулу маса фосфору, що видаляється також зростає, але це входить в суперечність з накопиченням в мулі нітрифікуючих бактерій в результаті виведення їх разом з приростом мулу. Клітки звичайного активного мулу в аеротенку містять 1–2 % фосфору (може доходити до 5%), отже, у 28 - 32 г надлишкового активного мулу міститься 0,4 - 0,6 г фосфору. Якщо збільшити вміст фосфору у активному мулі, то його концентрація в очищеній воді зменшиться. Існують певні групи бактерій, які здатні у штучно створених екстремальних умовах виділяти значно більше фосфору, ніж необхідно для створення клітинної структури (до 9-10 % сухої речовини). Зв'язаний таким чином фосфор видаляється разом з активним мулом. При чергуванні анаеробних і аеробних (аноксидних) умов надлишкова кількість фосфору в клітці, більша, ніж потреба для розмноження бактерій. Тому доля ФАО у біомасі активного мула є головним чинником, що визначає ефективність видалення фосфору [59, 60].

При біологічному методі видалення фосфору відбувається за рахунок часткового або повного його використання на синтез біомаси в спорудах біологічного очищення стоків. При очищенні міських стічних вод з середніми

концентраціями забруднень, що надходять до аеротенків, концентрація фосфору знижується максимум до 0,4-1,0 мг/л, оскільки на побудову живої клітки фосфору потрібно небагато (1-3 % від маси сухої речовини). Підвищити ефективність видалення фосфору на стадії біологічного очищення можна при культивуванні специфічних мікроорганізмів, зокрема, *Acinetobacter*, що потребують набагато більше фосфору, оскільки основна маса цього виду бактерій на 40-60 % представлена фосфорвміщувальними сполуками [3, 5, 59].

Під час процесу біологічної очистки фосфор витрачається на будовання клітинної речовини активного мулу, на забезпечення енергетичних потреб клітин. Співвідношення БСК та фосфору в клітинній речовині активного мулу БСК:Р дорівнює 100:1.

У анаеробних умовах в стічній воді розчинений кисень відсутній, також відсутній і хімічно зв'язаний кисень нітритів і нітратів. Для забезпечення анаеробних умов циркулюючий активний мул попередньо піддається денітрифікації. Для здійснення процесу очистки в анаеробній зоні необхідна наявність біологічно окислюваних органічних сполук, які можуть накопичуватися бактеріальними клітинами.

Бактерії роду *Acinebacter* зазвичай присутні в активному мулі, але в незначній кількості, вони характеризуються низькою швидкістю приросту. Але необхідно їх забезпечити низькомолекулярними летючими жирними кислотами (ЛЖК), які є субстратом для них та створити умови, за яких ці бактерії здатні використовувати ЛЖК ефективніше за інші мікроорганізми, що знаходяться в біоценозі. Тоді ці мікроорганізми почнуть здійснювати свою корисну роль у процесі біологічної очистки.

Отже, для реалізації процесу видалення сполук фосфору біологічним методом потрібно забезпечити такі умови:

- наявність анаеробної зони з легкоокисним субстратом у формі ЛЖК;
- розташування послідовно з анаеробною аеробної зони або аноксидної зони;
- рецикл збагачених фосфором ФАО в анаеробну зону.

На жаль, незважаючи на екологічну привабливість біологічного методу видалення сполук фосфору, цей метод дуже складно реалізувати у виробничих умовах через труднощі забезпечення рівномірного надходження стоків і збереження в них протягом тривалого часу [49, 61].

У світовій практиці для глибокого видалення фосфору застосовують хімічну обробку стічних вод у поєднанні з біологічним очищенням. Таке сполучення процесів забезпечує більш високу якість очищеної води, ніж при застосуванні одного з них [62, 63].

Вдосконалення технологічних схем очистки продовжують і в даний час. Основними напрямками є: дослідження способів підвищення ефективності вживання реагентів; випробування нових і більш дешевших реагентів, використання відходів промисловості; визначення впливу введення реагенту на біологічні процеси очищення стічних вод.

Серед різних методів найбільш ефективним методом зниження вмісту фосфору є біологічне очищення стічних вод в аеротенках. Після споруд біологічної обробки залишкова кількість фосфору може бути видалена на швидких фільтрах з додаванням хімічних реагентів – солей алюмінію або заліза, поліелектролітів. Витрати реагентів визначаються дослідним шляхом. Як показує практичний досвід, при введенні реагентів в біологічно очищені стічні води перед швидкими фільтрами спостерігається найменша витрата реагентів.

При забрудненнях, що характерні для побутових стічних вод (вміст загального фосфору 15-20 мг/л в перерахунку на PO_4^{3-} , фосфатів 7-9 мг/л), введення максимально припустимої дози коагулянту дозволяє знизити вміст фосфору на 90 %; залишковий вміст фосфору в очищеній воді дорівнює 2-3 мг/л, вміст фосфатів - 0,2-0,4 мг/л. Одночасно з цим завдяки коагуляції досягається висока ефективність глибокого очищення: вміст завислих речовин у фільтраті 3 мг/л, БПК₅ знижується до 60-80 %, ХПК до 40-60 %.

Як реагенти для видалення фосфору у вітчизняній і закордонній практиці очищення стічної рідини використовують: сульфати й хлориди алюмінію, а також солі заліза, сульфат заліза (II) і хлорид заліза (III) ($A_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$,

$A_2(SO_4)_3 \cdot 24H_2O$, оксихлорид алюмінію (ОХА), $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, $MgCl_2 \cdot 6H_2O$, CaO) [48, 50, 66]. Можливе також використання для очищення стічних вод від фосфору природних матеріалів (глини, вапняк, цеоліт, доломіт та ін.), відходів виробництв, що містять солі заліза або алюмінію (доменні шлаки, осад водопровідних очисних споруд) [64, 65].

Інтенсивність процесів, що протікають при введенні реагенту в стічну рідину визначається багатьма факторами: температура, рН середовища, концентрація реагуючих речовин, інтенсивність перемішування, наявність пухирців повітря у розчині, тривалість контакту з реагентом, присутність речовин, що можуть прискорювати або гальмувати процес [51, 66].

Кращим реагентом для хіміко-біологічного вилучення фосфору вважається сірчаноокислий алюміній. При використанні як коагулянту сірчаноокислого алюмінію окрім видалення фосфору забезпечується повне видалення бактерій, ніж при вживанні інших коагулянтів. При цьому величина рН залишається в межах норми для біологічного очищення стічних вод.

Реагентний метод видалення фосфору оснований на зв'язуванні іон-фосфатів у важко розчинні сполуки при додаванні реагентів, їх осіданні та виведенні з осадом. Як реагенти додають солі алюмінію, заліза або вапно.

Реагентний метод забезпечує зниження фосфору практично до нуля, при будь-яких вихідних значеннях фосфору, зокрема при використанні вапна. Але, незважаючи на стабільність, високу ефективність, простоту реалізації, цей метод має істотні недоліки [66, 67].

По-перше, це утворення великої маса хімічного осаду у вигляді надлишкового активного мулу при уведенні солей заліза й алюмінію на стадії біологічної очистки. Такий осад після зневоднення необхідно розміщати на спеціалізованих хімічних полігонах з високою оплатою за розміщення.

По-друге, циркулюючи в системі біологічної очистки абразивні кристали солі ортофосфорної кислоти прискорюють зношування трубопроводів,

устаткування й арматури й сприяють утворенню твердих відкладень на внутрішніх поверхнях.

По-третє, для підтримання активного мулу, обважненого кристалами FePO_4 або AlPO_4 у завислому стані, необхідна більша витрата повітря, а наявність активного мулу із кристалами призводить до утворення в аеротенках і вторинних відстійниках покладів, які згодом загнивають й викликають вторинні забруднення біологічно очищеної стічної рідини [66].

Крім того, при використанні як реагентів $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 або $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ у очищену стічну рідину вводяться інші забруднювальні речовини, зокрема сульфати, хлориди, вміст яких нормується так само, як і вміст фосфору для очищених стоків, що скидають у водойму.

У випадку передозування реагенту, що призводить до можливого зниження фосфору в аеротенку до нуля, у системі «аеротенк-вторинний відстійник» створюються сприятливі умови для процесу «спухання» активного мулу. Наслідком процесів спухання є ускладнення при відокремленні мулової суміші у вторинних відстійниках й масовий винос мулу разом з очищеною стічною рідиною.

Недоліком також є інгібувальний вплив іони важких металів (при концентрації в стічній рідині іонів заліза або алюмінію 15-17 мг/л) на метаболізм мікроорганізмів активного мулу [66].

Комбінований метод передбачає комбінацію біологічного і фізико-хімічного способів видалення фосфору. Такий спосіб характеризується більшою стабільністю, забезпечує необхідний ступінь видалення фосфору [19].

Переваги такого комбінованого методу [67]:

- високий ефект очистки;
- можливість застосування на діючих станціях з додатковим будівництвом окремих вузлів, і станціях будь-якої продуктивності;
- значно менша кількість реагентів порівняно із фізико-хімічним методом, оскільки витрата мулової води скорочується у 3-4 рази;

- в результаті очищення стічної води утворюється фосфорвміщуючий осад, який може бути використаний як добриво.

Висновки за розділом 1

1. Проведений аналіз наявних джерел літератури щодо сучасного стану питання проблеми біологічного очищення стічних вод показав, що існуючі схеми очищення характеризуються недостатньою ефективністю (особливо до видалення сполук фосфору), високою вірогідністю спухання активного мулу і вони не завжди спроможні забезпечити встановлені нормативи.

2. Для вирішення проблеми біологічного очищення й підвищення якості очищеної води застосовують різні схеми інтенсифікації діючих споруд, що сполучають біологічне очищення із введенням реагентів на різних ступенях очистки, які суттєво відрізняються за своїми властивостями й ефективністю по відношенню до активного мулу.

3. На підставі проведеного аналізу існуючих технологій інтенсифікації очищення стічних вод можна зробити висновок, що застосування комбінованої технології біологічного очищення дозволить збільшити ефективність видалення органічних забруднень та сполук фосфору зі стічних вод із забезпеченням їхнього нормативного вмісту в очищеній воді, забезпечити стабільну роботу очисних споруд, а також сприятиме покращенню седиментаційних властивостей активного мулу при мінімальних капітальних витратах на будівництво.

РОЗДІЛ 2 ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ СПОРУД БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ КОАГУЛЯНТІВ

2.1 Схеми підвищення ефективності роботи споруд біологічного очищення стоків з використанням коагулянтів

У практиці очистки стічних вод застосовують різні схеми, що сполучають біологічне очищення із введенням реагентів на різних ступенях очищення (механічної, біологічної й третинної очистки[68, 69].

Схеми реалізації процесів хімічного видалення фосфору можуть відрізнятися точками введення реагентів і видами використовуваних реагентів [51, 70-73]:

- первинною обробкою стічної води реагентом і подальшим біологічним очищенням (попереднє видалення фосфору);
- проведення біологічного очищення, а потім обробка реагентом вже біологічно очищеної стічної води;
- здійснення хімічної обробки стічних вод реагентом у поєднанні з біологічним очищенням в аеротенках («симультанне осадження»).

Таким чином, додавання реагенту може бути в різних точках: до первинних відстійників («попереднє очищення»); безпосередньо у аеротенки («одночасне симультанне очищення»); після аеротенків у вторинні відстійники, на стадії доочищення. Окрім того, можна додавати реагенти в систему обробки осадів.

Хімічна обробка на першому етапі – етапі механічної очистки може поєднуватися з подальшим біологічним очищенням або це може бути самостійний процес очистки стічних вод і в цьому випадку процес має назву «пряме осадження».

На рисунку 2.1 представлено основні технологічні схеми видалення фосфору зі стічних вод з використанням як реагентів сполук заліза або алюмінію, які додаються на різних етапах очищення [48].

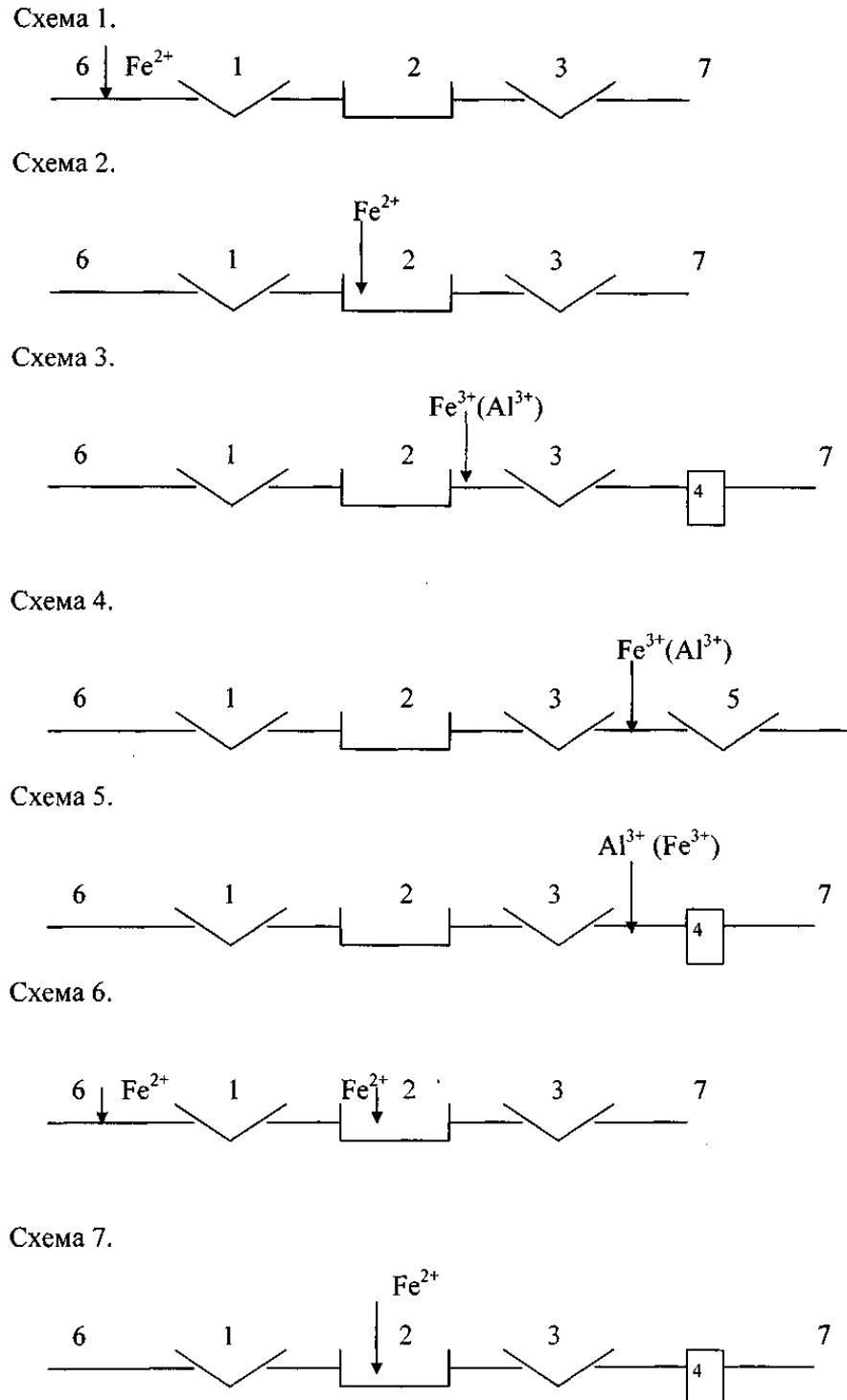


Рисунок 2.1 – Технологічні схеми видалення фосфору із застосуванням реагентів [48]:

1 – первинний відстійник; 2 – аеротенк; 3 – вторинний відстійник;
4 – фільтр; 5 – відстійник фізико-хімічної очистки; 6 – вихідна вода,
7 – очищена вода

Кожна з наведених на рисунку 2.1 схем очистки із застосуванням алюміній або залізо вміщувальних реагентів має як переваги, так і певні недоліки.

Так, уведення реагентів на попередньому етапі очистки перед первинними відстійниками (рис. 2.1, схема 1) дозволяє підвищити ефект їх роботи зі зниження завислих речовин в середньому у 1,5 рази і відповідно дозволяє зменшити кількість забруднень, що надходять на біологічну очистку, знизити навантаження на споруди біологічної очистки. Особливо це вигідно при високих концентраціях вихідних забруднюючих речовин, які надходять на очисні споруди і теж саме не представляє інтересу при очищенні малоконцентрованих стічних вод й абсолютно не вигідно при здійсненні технологій біологічного видалення азоту. За рахунок коагуляційних і сорбційних процесів додатково можна видалити іони важких металів й інші речовини, знижується запах і патогенність. Осад, який утворюється, містить велику кількість органічних і мінеральних речовин, що дозволяє використовувати його як добриво. У разі необхідності підвищення ефекту освітлення за завислими речовинами до 70-75 % і за БСК до 40-50 % одночасно з уведенням реагенту можна додати флокулянт дозою 0,5-1 г/л.

Але за такої схеми (рис. 2.1, схема 1), одержувані нерозчинні сполуки фосфору видаляються разом з осадом первинних відстійників (суміш сирого осаду з хімічним). Обробка такого осаду представляє на станціях певні труднощі, і призводить до підвищення витрат [48, 66, 68], що є істотним недоліком такої схеми. У випадку несвоєчасного вивантаження осаду він надмірно ущільнюється, що створює складності при його видаленні, можлива дестабілізація роботи аеротенків.

Інша технологічна схема із застосуванням реагентів (рис. 2.1, схема 2), за якої відбувається зниження концентрації фосфору в очищених стічних водах – «симультанне осадження» шляхом поєднання реагентної обробки з біологічною (з використанням солей заліза). За такої схеми реагент можливо вводити у початок або у кінець аеротенка, а також вводити у потік циркулюючого активного мулу. На ефективність видалення з води сполук фосфору окрім дози реагенту і його виду, істотно впливає вміст завислих речовин. Так, при введенні в аеротенк 20-25 мг/л реагенту за Fe_2O_3 , або 15-17 мг/л за Al_2O_3 ефективність видалення загального фосфору 75-80 % при залишковому вмісті завислих речовин 10-15 мг/л. Однак, введення реагенту на стадії біологічного очищення може, як інтенсифікувати біологічний процес, так і гальмувати його.

При поєднанні біологічної очистки з введенням коагулянту видалення фосфору відбувається в результаті утворення нерозчинних сполук і мікробіальної асиміляції, тобто ці речовини становляться складовою частиною біологічної структури. Потім відбувається їх подальше осідання разом з активним мулом і видалення разом з надлишковим мулом. Завдяки циркуляції з активним мулом підвищується ступінь використання реагенту. Якість очищеної води за загальним фосфором залежить від вмісту завислих речовин. Такий процес «симультанного (одночасного) осадження» є найбільш економічний, його легко реалізувати в умовах діючих станцій.

При використанні солей тривалентного заліза як реагенту його можна додавати як перед вторинними відстійниками, так і безпосередньо до аеротенків.

У випадку уведення коагулянту в аеротенки двовалентне залізо окислюється до тривалентного, яке гідролізується, утворюючи суспензію гідроксиду заліза у вигляді пластівців, оскільки в аеротенках в достатній кількості є розчинений кисень. Процес флокуляції гідроксиду заліза завершується у вторинних відстійниках і він випадає в осад, тривалентне залізо в аеротенках вступає у хімічну взаємодію зі сполуками фосфору. Сполуки фосфору видаляються з вторинних відстійників разом з активним мулом.

Схема, що має назву «симультанного» осадження з повною біологічною очисткою дозволяє знизити концентрацію загального фосфору на 90 %.

Додавання коагулянту перед аеротенками забезпечує глибоку очистку від сполук фосфору й забезпечує якість очищених стічних вод за вмістом завислих речовин та концентрацією органічних забруднень на рівні повної біологічної очистки.

При застосуванні схеми з уведенням реагенту перед аеротенками, доповненої фільтрувальними спорудами (доочищенням), забезпечується доочищення стічних вод від завислих речовин і загального фосфору. За рахунок додавання коагулянту дозою 25 мг/л перед аеротенком видаляється 97-98 % завислих речовин, показник БСК знижується на 95-97 %, ХСК - на 86%, вміст загального фосфору знижується на 90-94 %. За рахунок підвищеного вмісту фосфору в активному мулі, на фільтрі затримується фосфору на 10-15 % більше.

У випадку уведення солей заліза перед вторинними відстійниками біологічно очищена стічна рідина характеризується підвищеним вмістом іонів заліза, що перевищує припустимі значення скиду у водойми (для водойм рибогосподарського призначення концентрація загального заліза не повинна перевищувати 0,1 мг/л, для водойм культурно-побутового призначення - 0,3 мг/л). Винос іонів заліза з очищеною водою можна пояснити тим, що при постійній циркуляції мулу в системі, залізо не виводиться повністю, а поступово накопичується.

Схему з введенням як реагентів солей тривалентного заліза або алюмінію перед вторинними відстійниками (схема 3 рис. 2.1) використовують тільки в комплексі з фільтрувальними спорудами, або після подачі коагулянту вводити додатково флокулянт. При додаванні реагенту перед вторинними відстійниками його доза становить приблизно на 30 % менше, ніж при додаванні в аеротенк. За такої схеми ефективність видалення фосфору до 80-85 %. При введенні реагенту перед вторинним відстійником показники якості очищених стоків: вміст завислих речовин – 2,0 мг/л, концентрація органічних сполук, що

оцінюються показником БСК дорівнює 2,5 мг/л, вміст загального фосфору - 0,7 мг/л.

Схема з зернистими фільтрами (рис.2.1, схема 5 – «постосадження») забезпечує високу якість очищених стічних вод. Однак ця схема потребує значних витрат на будівництво вузла фільтрування й приготування регенераційних розчинів. Коагулянт вводиться в біологічно очищену воду, тому його витрата значно менша, порівняно із попередніми схемами. Однак при цьому майже в 2 рази (до 6-7 м/год) менше швидкість фільтрації; тривалість фільтроциклу дорівнює 8 год і при форсованому режимі фільтрації можливий швидкий винос із очищеною водою відкладень із фільтруючого завантаження. Повернення промивної води, що містить кристали ортофосфорної кислоти в камеру гасіння напору очисних споруд, створює додаткове навантаження на споруди. Фільтрування дозволяє знизити вміст фосфору до 60 %. Для збільшення ефекту видалення фосфору до 90 % передбачається уведення коагулянту в кількості 5-6 мг/л по Al_2O_3 [64, 67]. Залишкові концентрації речовин БСК - 1-1,5 мг/л, загального фосфору - 0,5 мг/л.

До недоліків технології доочищення стічної рідини відносять:

- збільшення капітальних витрат на будівництво додаткових споруд
- збільшення експлуатаційних витрат, внаслідок необхідності періодичної промивки фільтрів регенераційними розчинами й необхідності періодичної заміни фільтруючого завантаження.
- при скиданні промивних вод у голову споруд не вирішується проблема видалення фосфору; промивну воду слід також очищати від фосфору, що відповідно збільшує капітальні й експлуатаційні витрати.

Схема, що передбачає третинну обробку біологічно очищених стічних вод реагентом дозволяє зменшити витрату реагенту на вилучення забруднюючих речовин зі стічних вод. Однак слід зазначити у такій схемі з'являються нові споруди - третинні відстійники, що збільшує капітальні витрати [48, 68].

Технологічна схема з інтенсифікацією процесу осадження за допомогою додавання вапна в комбінації з флокулянтом дозволяє отримати достатньо високий ефект очистки за вмістом фосфору, при цьому кількість реагенту – менше порівняно із попередніми схемами. Недоліком такої схеми є необхідність влаштування окремої стадії обробки.

Орієнтовно при очищенні міських стічних вод дози реагентів приймають: для сірчаноокислого алюмінію – 30-60 г/м³ за Al₂O₃; для хлорного заліза - 70-100 г/м³ за Fe₂O₃; для залізного купоросу – 25-80 г/м³ за Fe₂O₃; для сірчаноокислого заліза – 70-100 г/м³ за Fe₂O₃; для вапна – 100-200 г/м³ за CaO.

Таким чином, вибір схеми реагентного видалення фосфору залежить насамперед від технології очисних споруд, що реалізується. Так, на очисних спорудах з первинними відстійниками, раціональнішою буде схема попереднього осадження, на спорудах без споруд первинного відстоювання й споруд доочищення – «симультанне» осадження, а на спорудах, у схемі яких передбачені споруди доочищення - схема пост-осадження [67, 72].

Самим раціональним місцем уведення реагенту вважається його подача у споруди біологічної очистки. У такому випадку очистка стічних вод від органічних речовин і сполук фосфору відбуваються в єдиних спорудах - аеротенках. Як реагенту допускається використання двовалентного заліза. Як було зазначено вище при цьому перехід заліза у тривалентну форму відбувається в самому аеротенку, отже відпадає необхідність у додаткових спорудах для реалізації цього процесу. Як показав аналіз накопиченого закордонного досвіду експлуатації споруд біологічної очистки у поєднанні з реагентною, за такої схеми поліпшуються седиментаційні властивості активного мулу, а наявність у надлишковому активному мулі продуктів коагуляції в подальшому не порушує процесів зброджування осаду у метантенках [66, 68].

2.2 Методика проведення лабораторних досліджень

Дослідження проводили у декілька етапів.

Перший етап досліджень був присвячений виявленню місця уведення коагулянтів в технологічній схемі для отримання найбільшого ефекту видалення сполук фосфору на діючих очисних спорудах каналізації міста.

Другий етап – визначення ефективної дози коагулянтів для видалення сполук фосфору зі стічної рідини.

Дослідження проводили для класичної технології обробки стоків, за якої стічна рідина спочатку проходить будівлю решіток, де затримуються великі домішки, далі стічна рідина надходить до піскоуловлювачів. Осадження завислих речовин відбувається в первинних радіальних відстійниках, біологічна обробка здійснюється в аеротенках.

Як було зазначено вище, є такі принципові схеми уведення коагулянтів для інтенсифікації роботи споруд очищення стічних вод [68, 73, 74]:

- 1) схема, що передбачає заміну біологічного процесу фізико-хімічним;
- 2) схема з уведенням коагулянту перед біологічним процесом (після піскоуловлювачів чи безпосередньо у первинні відстійники);
- 3) схема з уведенням коагулянту після повної біологічної очистки (після вторинних відстійників);
- 4) схема з уведенням коагулянту на стадії біологічного очищення;
- 5) схема з уведенням коагулянту з метою інтенсифікації розділення муло-водяної суміші.

У кваліфікаційній роботі магістра проаналізовані експериментальні дослідження [75], проведені на станції біологічної очистки, що працює за технологічною схемою: механічне очищення на грабельних решітках і у піскоуловлювачах, первинне відстоювання, біологічне очищення в аеротенках коридорного типу і вторинних відстійниках та знезараження стічних вод.

У дослідженнях, які проаналізовані у кваліфікаційній роботі [75] були використані такі реагенти: коагулянти - сульфат алюмінію, оксихлорид алюмінію марки «Полвак-68», флокулянт – поліакриламід (ПАА).

Сульфат алюмінію – це поширений у практиці підготовки питної води та очистки стічних вод коагулянт, найбільш дешевий із зазначених реагентів. Для очистки стічних вод цей реагент зазвичай використовують у досить високих дозах. Активність сульфату алюмінію в значній мірі залежить від якості води, рН, температури тощо [76].

Оксихлорид алюмінію - «Полвак-68» (виробництва Пологівського хімзаводу «Коагулянт») одержують з гідроксиду алюмінію шляхом його кислотної обробки, поставляється у рідкому стані [77].

Для оцінки ефективності використання коагулянтів використовували метод пробної коагуляції [75, 78, 79].

Методика пробного коагулювання найчастіше на практиці виконується таким чином [78-80]. У кілька циліндрів (до 10 штук) ємністю 0,5–1 л наливають вихідну воду, потім в циліндри додають розчин коагулянту певної концентрації і обсягу. Змішування коагулянту з водою здійснюють за допомогою скляної палички або перемішуванням води магнітною мішалкою.

Для одержання більш точних результатів використовують спеціальні лабораторні установки (рис. 2.2), до складу яких входить шість скляних ємностей, призначених для одночасного дослідження однакової кількості проб води, обладнаних механічними мішалками з регульованою швидкістю обертання, що становить від десяти до двохсот оборотів у хвилину.

Готували робочі розчини реагентів у таких концентраціях: для коагулянтів – 10 %; для флокулянтів - 1% за товарним продуктом.

Під час проведення досліджень проби стічної рідини зберігали у спеціальних герметичних баках (різного об'єму залежно від потреб експерименту) але не довше 1-2 діб (за можливості, лабораторні досліди проводили одразу після відбору проб); перед початком експериментальних робіт воду перемішували [75, 78].



Рисунок 2.2 – Схема лабораторної установки

Оскільки досліджували процеси біологічного очищення та розділення муло-водяної суміші, стічні води для експериментів відбирали після етапу механічної очистки, тобто після первинних відстійників перед аеротенками. Для контролю в експериментах відбирали проби воду після повного біологічної очистки зі збірної чаші вторинних відстійників.

У дослідженнях з інтенсифікації процесу розділення муло-водяної суміші [75], відбирали пробу води та мулу на вихідному каналі після аеротенків станції біологічної очистки. Проби зберігали не довше 1 год, перед початком експерименту - перемішували.

Для дослідження процесу біологічної очистки (система «аеротенк – вторинний відстійник») відбирали активний мул з аеротенків на виході з регенератора. Спочатку з метою здійснювали адаптацію активного мулу: протягом 2 діб поступово збільшували витрати повітря і ступінь рециркуляції до робочого значення. Потім починали вже підтримували оптимальний режим протягом 2-4 діб до завершення процесу очистки. За показниками якості очищених стічних вод на виході з установки та стабілізацією дози мулу спостерігали перехід активного мулу в адаптований режим.

У ємності з муло-водяною сумішшю додавали розрахований об'єм реагентів і перемішували. Потім розчини переносили у лабораторні циліндри. Експерименти проводили при кімнатній температурі. Для визначення ефективності дії коагулянтів у зимовий період, проби муло-водяної суміші охолоджували в термостаті до заданої температури.

Під час підбору доз реагентів оцінювали їх ефективність за швидкістю седиментації [66, 67, 79].

Швидкість седиментації визначали виходячи з відношення об'єму, який займає мул у лабораторному циліндрі через задані проміжки часу, до дози активного мулу. Через кожні 10 хв. фіксували об'єм осаду активного мулу у циліндрах. Потім за даними результатів досліджень будували седиментаційні криві:

$$V/D = f(t), \quad (2.1)$$

де V/D - відношення об'єму, який займає активний мул у лабораторному циліндрі до дози мулу, $\text{см}^3/\text{г}$;

t - час, хв.

Седиментаційні криві аналізували головним чином за величинами відношення V/D через 30 хв., що відповідає показнику мулового індексу та через 90 хв, що відповідає нормативному часу перебування суміші у вторинних відстійниках згідно ДБН [15].

Після цього визначали показники якості стічних вод для того, щоб оцінити як протікає процес біологічної очистки та порівняти ефективність реагентів. Показники визначали наступним чином. Вміст завислих речовин - методом фільтрування через мембранний фільтр; показник ХСК - біхроматним методом з кип'ятінням у сірчанокиислому середовищі; БСК₅ - методом визначення розчиненого у воді кисню з попереднім розведенням проби; вміст фосфатів - фотометричним методом у кислому середовищі [81].

Для оцінки впливу реагентів на стан активного мулу проводили аналіз видового складу найпростіших за допомогою загальноприйнятих методик контролю роботи споруд біологічного очищення [60]. Проби мулу відбирали з

лабораторної установки, а контрольні проби – зі споруд діючої станції біологічної очистки безпосередньо перед початком досліджень.

Досліджували також видову приналежність мікроорганізмів спухлого активного мулу і потім за отриманими результатами робили висновок щодо видової приналежності нитчастих форм бактерій.

Для проведення досліджень, які моделювали різні схеми додавання коагулянтів відбирали проби стічної води з різних точок технологічного процесу очищення (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Точки відбору проб стічних вод залежно від схеми додавання коагулянту

№	Схеми реагентного очищення	Точки відбору проб
1	Фізико-хімічна очистка без біологічного процесу*	Після піскоуловлювачів (перед первинними відстійниками)
2	Фізико-хімічна очистка з подальшим біологічним процесом *	Після піскоуловлювачів (перед первинними відстійниками)
3	Фізико-хімічна доочистка після біологічного процесу	Після вторинних відстійників
4	Інтенсифікація розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках	Мулова суміш на виході аеротенків
Примітка: * - умовою визначення ефективної дози у схемах фізико-хімічного очищення й фізико-хімічного очищення з біологічною доочисткою була відповідність якості очищеної води нормативним вимогам.		

За допомогою пробної коагуляції здійснювали підбор реагентів та попередню оцінку ефективності коагулянтів. Дослідження проводили на лабораторному коагуляторі.

У дослідах з пробної коагуляції використовували свіжі проби стічних вод одразу після відбору. Перед кожним циклом роботи лабораторного коагулятора, що складався з семи ємностей робочим об'ємом 1 л, обладнаних

мішалками, відбирали досліджувану суміш, яку ретельно перемішували. Потім у кожен ємність наливали по 1 л муло-водяної суміші, додавали розраховані об'єми реагентів і перемішували в режимах: 1 хвилина - швидкість обертання 90 ± 5 хв.⁻¹; 7 хвилин - 40 ± 5 хв.⁻¹; а наприкінці визначали значення контрольних показників.

Моделювання системи аеротенк - вторинний відстійник здійснювали у періодичному режимі на лабораторній установці, яка складалася із двох ємностей з встановленими мішалками та аераторами. Моделювання процесу регенерації активного мулу здійснювали у режимі повільного перемішування й аерації повітря. Потім до регенованого активного мулу додавали свіжу порцію стічної води і цикл повторювали знову.

2.3 Результати досліджень та вплив коагулянтів на підвищення ефективності біологічної очистки стічних вод

У дослідженнях, які були проаналізовані у кваліфікаційній роботі [75] вивчали дві основні точки уведення коагулянту, а саме - після піскоуловлювачів (попереднє очищення) і на виході з аеротенків (з метою інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках).

У таблиці 2.2 наведено результати досліджень з пробної коагуляції стічних вод, відібраних на різних етапах очищення для випадку уведення коагулянту на етапі механічної очистки (після піскоуловлювачів) [75].

Результати досліджень (табл. 2.2) показали, що при коагуляції стічних вод на етапі механічного очищення (після піскоуловлювачів), необхідна якість води досягається лише при застосуванні високих доз коагулянтів: 250 мг/дм^3 сульфату алюмінію, 100 мг/дм^3 коагулянту «Полвак-68». У випадку схеми фізико-хімічного очищення з біологічною очисткою в аеротенках потрібні менші дози реагентів ($30\text{-}50 \text{ мг/дм}^3$ «Полвак-68»).

Таблиця 2.2 - Результати досліджень з пробної коагуляції стічних вод, для випадку уведення коагулянту після піскоуловлювачів

Назва реагенту	Доза реагенту, мг/дм ³	Показники якості стічних вод, мг/дм ³			
		вміст завислих речовин	БСК ₅	ХСК	фосфати
Після піскоуловлювачів					
Без коагулянту		280	180	485,3	13,8
Сульфат алюмінію	250	24,5	17,2	83,7	1,6
Без коагулянту		343	162	277	9,9
«Полвак»	30	45,1	48,9	142	8,1
	50	32,5	37,2	140	4,9
	70	26,8	34,0	126	4,3
	100	12,3	12,7	74,5	1,3
Після аеротенків					
Без коагулянту		13,5	20,5	76,1	4,8
Сульфат алюмінію	150	9,7	13,4	49,1	1,5
«Полвак»	30	5,5	5,6	43,5	0,8
	50	5,2	4,8	43	0,7

За результатами досліджень, які були проаналізовані можна зробити висновок, що всі реагенти дозволяють видалити до 91-97 % завислих речовин, при цьому спостерігається лінійна залежність підвищення ефективності залежно від дози реагенту. Також зі збільшенням дози коагулянту підвищується ефективність видалення органічних забруднень – у випадку застосування реагенту «Полвак-68» дозами до 70 мг/дм³ показник БСК₅ знизився на 76-79 % ХСК на 50-53 %, а при додаванні більшої дози реагенту (до 100 мг/дм³) ефективність видалення органічних речовин становить за БСК 92 % , за ХСК 78,8 % . Таким чином, за результатами досліджень ефективна доза для реагенту «Полвак-68» становить 100 мг/дм³ [75, 80].

За результатами проаналізованих досліджень з пробної коагуляції також можна побачити, що при додаванні реагентів відбувалося видалення з води фосфатів. Залежно від дози коагулянту зростала ефективність їх видалення. При додаванні реагенту «Полвак-68» дозою 50 мг/дм³ досягалася припустима норма скиду в очищеній воді за вмістом фосфатів (4,5 мг/дм³).

У таблиці 2.3 наведено результати досліджень з пробної коагуляції стічних вод, відібраних на різних етапах очищення для випадку уведення коагулянту після аеротенків [75].

У дослідженнях з пробної коагуляції для випадку коли реагенти додавали на виході з аеротенків (з метою інтенсифікації розділення муловодяної суміші у вторинних відстійниках) вплив реагентів на процес дещо відрізнявся. При додаванні сульфату алюмінію дозою 150 мг/дм³ збільшувалася ефективність очищення за вмістом завислих речовин на 27 %, за показником БСК₅ на 16,2 % і за ХСК – на 14,5 %. Для випадку з використанням як реагенту «Полвак-68» дозами 30-50 мг/дм³ ефективність очищення збільшувалася за завислими речовинами - на 37-55 %, за БСК₅ на 62-67,5 % і за показником ХСК на 25,7-29 % [75].

Як і у попередньому випадку (уведення коагулянту після піскоуловлювачів), відбувалося видалення з води фосфатів. Так, у разі додавання сульфату алюмінію збільшення ефективності дорівнювало 60 %, для інших реагентів - 80-83 %. Однак слід зазначити, що за цієї схеми додавання реагенту, не спостерігалось помітного впливу дози коагулянту на глибину видалення фосфатів з води.

Таблиця 2.3 - Результати пробної коагуляції стічної води, відібраної на різних стадіях процесу очистки

Назва реагенту	Доза реагенту, мг/дм ³	Показники якості води, мг/дм ³				
		вміст завислих речовин	БСК ₅	ХСК	фосфати	азот амонійний
Після піскоуловлювачів						
Без коагулянту		132,0	165,0	284,0	3,5	25,0
Сульфат алюмінію	250	49,0	60,2	148,0	1,5	22,8
«Полвак»	30	47,0	86,3	160,4	2,4	22,5
	50	32,0	67,0	122,0	1,9	21,5
	100	8,9	12,2	50,0	1,4	19,9
Після аеротенків						
Без коагулянту		35,0	30,0	85,0	1,5	8,8
Сульфат алюмінію	150	5,4	9,9	54,4	0,8	8,6
«Полвак»	10	20,0	15,5	66,8	1,4	8,6
	20	9,5	8,0	56,5	0,7	8,6
	50	3,7	5,7	50,0	0,4	8,2
Після вторинних відстійників						
Без коагулянту		28,5	27,0	87,0	1,5	8,2
Сульфат алюмінію	150	6,1	7,8	52,0	0,9	8,6
«Полвак»	10	14,5	16,2	63,4	0,8	8,6
	20	12,0	15,0	62,5	0,5	8,6

За результатами проаналізованих у кваліфікаційній роботі досліджень [75], (табл. 2.3) встановлено, що мінімальна доза реагенту «Полвак-68», що необхідна для досягнення якості очищених стічних вод відповідно до встановленого нормативу за фосфором у відібраних після піскоуловлювачів пробах (для фізико-хімічного очищення) дорівнювала 100 мг/дм³. При додаванні «Полвак-68» дозою 30 мг/дм³ концентрація завислих речовин знижувалася на 65,5 %, показники БСК₅ і ХСК на 47 % і 42,1 % відповідно, що

є вважається достатнім для реагентного очищення з подальшою біологічною очисткою.

Слід також зазначити, що під час проведення експериментів на станції Чернігівських КОС, де були проведені дослідження, якість очищених стічних вод не відповідала встановленим вимогам і тому у пробі без додавання коагулянту (контрольна проба) якість стічних вод також перевищувала встановлені нормативи).

За результатами досліджень можна побачити, що при коагуляції на попередньому етапі очистки, для доведення якості води до встановлених нормативних вимог за всіма показниками достатньою є доза «Полвак-68», що дорівнює 20 мг/дм^3 . Ефективність очищення стічних вод за вмістом завислих речовин – 72,8 %, за показником БСК_5 – 71,4 %. У разі збільшення дози коагулянту «Полвак-68» до 50 мг/дм^3 концентрація завислих речовин знижується в очищеній воді до $3,5 \text{ мг/дм}^3$; БСК_5 - до 5,5; ХСК - до 52 мг/дм^3 [75].

За результатами досліджень при коагуляції води після вторинних відстійників доза «Полвак-68», що потрібна для досягнення нормативних показників, як і в попередньому експерименті, дорівнює 20 мг/дм^3 . Але ефект очистки у випадку коагуляції води після вторинних відстійників була нижче і становила за показниками завислих речовин 57,9 %, за БСК_5 - 54 %.

Більша ефективність дії коагулянтів при додаванні їх для інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках пояснюється наявністю значної кількості пластівців активного мулу, що відіграють роль замулювачів.

На підставі аналізу наведених досліджень з визначення найбільш ефективної схеми очистки з додаванням реагентів, можна визначити такі переваги й недоліки застосовуваних схем [67, 68, 80]:

- у випадку використання реагентів під час очистки без подальшого біологічного процесу забезпечується глибоке видалення фосфатів. Недоліками

такої схеми є значні об'єми утворюваного осаду, високі дози реагентів та наявність в очищених стічних водах залишкового алюмінію;

- перевагою схеми з використання реагентів перед біологічною є менші дози реагенту й менший об'єм утворюваного осаду, а також збільшується стійкість мікроорганізмів активного мулу до зовнішніх умов. Головними недоліками цієї схеми є надходження залишків коагулянту у споруди біологічної очистки та зміна співвідношення БСК₅:ХСК;

- схема з застосуванням коагулянтів після біологічної очистки не потребує високих доз коагулянту. Також перевагою цієї схеми є відсутність контакту реагенту з активним мулом та можливість керування глибиною очистки. Недоліками такої схеми по-перше це необхідність будівництва додаткових споруд (третинних відстійників) і по-друге неможливість корегування дози активного мулу;

- схема з застосуванням коагулянту з метою інтенсифікації розділення муло-водяної суміші (коагулянт додається після аеротенків) дозволяє зменшити дози реагентів. Перевагою схеми є можливість керувати глибиною очистки та дозою активного мулу в аеротенках, а також можливість працювати в умовах спухання активного мулу.

Таким чином, проведений аналіз розглянутих принципів схеми уведення коагулянтів для інтенсифікації роботи очисних споруд й покращення якості очистки стічних вод показав перспективність використання останньої схеми – додавання коагулянту для інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках.

Висновки до розділу 2

1. На підставі аналізу дослідних даних та якості води після використання коагулянтів у поєднанні з біологічним очищенням можна зробити висновок, що застосування коагулянтів дозволяє отримати якість очищених стічних вод на рівні встановлених нормативів. Так, при дозі активного мулу $4,2 \text{ г/дм}^3$ та дозі коагулянту 35 мг/дм^3 ефективність очистки стічних вод дорівнює за показником БСК_5 до $93,8 \%$ і за ХСК $97,8 \%$.

2. Проведений аналіз розглянутих принципів схеми уведення коагулянтів для інтенсифікації роботи очисних споруд й покращення якості очистки стічних вод показав перспективність схеми з додаванням коагулянту на стадії біологічної очистки для інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках.

3. Експериментально підтверджено ефективність використання оксихлоридного коагулянту марки «Полвак-68» на стадії біологічної очистки для інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках. Так, при додаванні реагенту «Полвак-68» дозами $30-50 \text{ мг/дм}^3$ ефективність очистки збільшувалася за завислими речовинами на $37-55 \%$, за БСК_5 - на $62-67,5 \%$ і за показником ХСК на $25,7-29 \%$. При додаванні реагентів відбувається видалення сполук фосфору. Ефективність видалення фосфатів дорівнює $80-83 \%$. При додаванні сульфату алюмінію дозою 150 мг/дм^3 збільшувалася ефективність очищення за вмістом завислих речовин на 27% , за показником БСК_5 на $16,2 \%$ і за ХСК – на $14,5 \%$, ефективність видалення фосфатів дорівнює 60% .

РОЗДІЛ 3. ШЛЯХИ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ СТАНЦІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТОКІВ КП МАРІУПОЛЬСЬКОГО ВИРОБНИЧОГО УПРАВЛІННЯ ВОДОПРОВІДНО-КАНАЛІЗАЦІЙНОГО ГОСПОДАРСТВА

3.1 Очищення стічних вод на станції КП Маріупольського виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства

Загальна характеристика комунальних очисних споруд м. Маріуполя

Станція біологічної очистки стоків (СБОС) КП Маріупольського Виробничого управління водопровідно-каналізаційного господарства входить до комплексу системи каналізації м. Маріуполя і призначена для механічного і біологічного очищення фекальних та частини промислових стоків міста, смт. Мангуш і Володарьке з подальшим скидом у Азовське море.

До системи міської каналізації міста надходять:

- господарсько-побутові стоки від житлових кварталів, суспільних будинків, комунально-побутових і лікувальних об'єктів, курортної зони;
- стоки об'єктів залізничного, морського й авіатранспорту;
- виробничі стоки від промпідприємств, розташованих на території міста Маріуполя, пгт. Мангуш, і пгт. Володарське.

Загальна проектна потужність СБОС дорівнює 250 тис. м³/добу.

До складу очисних споруд входять: приймальня камера (камера гасіння); розподільна камера; піскоуловлювачі (горизонтальні - 3 відділення) - піскові майданчики; преаератор (2 секції); лоток Вентурі; три первинних відстійники; два блоки аеротенків; вторинні відстійники $d = 40$ м - 6 шт.; мулова насосна станція з насосами циркулюючого мулу; повітродувна станція; хлораторна зі складом хлору; комплекс мулових майданчиків; лабораторно - побутовий корпус та підсобні приміщення.

До комплексу станції біологічного очищення входять споруди механічної та біологічної очистки(табл. 3.1).

Паралельно працюють споруди II і III черги будівництва каналізації міста. Споруди II черги введені в експлуатацію в 1973 р., основні споруди III черги – у 1986 р.

Таблиця 3.1 - Склад споруд, що входять до комплексу станції біологічного очищення стоків

	II черга будівництва	III черга будівництва
1	Піскоуловлювачі горизонтальні 3 секції, довжина – 18 м, ширина – 4 м, глибина проточної частини – 0,58 м.	Піскоуловлювачі аеровані 3 секції. Довжина – 12 м, ширина – 4,2 м., глибина – 2,1 м.
2	Піскові майданчики – 3 шт. Довжина – 30 м, ширина – 10 м.	Піскові майданчики – 3 шт. Довжина – 30 м, ширина – 10 м.
3	Преаератор — 2 секції, довжина – 66 м, ширина – 33 м, глибина – 4,5 м	–
4	Первинні радіальні відстійники 2 шт. Довжина – 40 м, глибина – 3,65 м, об'єм відстійної зони – 4580 м ³	Первинний радіальний відстійник – 1 шт. Діаметр – 54 м, глибина – 5,7 м, об'єм відстійної зони – 10500 м ³
5	Аеротенки-змішувачі трьох – коридорні – 5 секції. Довжина – 84 м, глибина – 4,2 м, ширина коридору – 6 м., об'єм секції – 6370 м ³	Аеротенки-витискувачі 4- коридорні – 3 секції. Довжина – 114 м, глибина – 5 м., ширина коридору – 9 м., об'єм секції – 20520 м ³
6	Вторинні радіальні відстійники - 2 шт. Діаметр - 40 м, глибина - 3,65 м, об'єм відстійної зони – 4580 м ³	Вторинні радіальні відстійники - 4 шт. Діаметр - 40 м., глибина - 3,65 м., об'єм відстійної зони – 4580 м ³
7	Скидний колектор – діаметр - 1200, 1400 мм, довжина – 6 км	–
8	Мулові пруди, площа - 21,5 га	Мулові пруди, площа - 31,8 га
9	–	Водовимірювальний лоток Вентурі

Опис технології очищення стічних вод на очисних спорудах м. Маріуполя

Суміш виробничих та побутових стічних вод міста, що надходить на комунальні очисні споруди проходить механічну та біологічну стадії очистки та знезараження, після чого скидається у Азовське море.

Прийнятий метод очистки стічних вод на комунальних очисних спорудах м. Маріуполя – повна штучна біологічна очистка стоків. Очищені стічні води знезаражують газоподібним хлором. Скидання суміші стічних вод здійснюється через глибинний випуск на відстані 850 м від берега моря в районі селища Рибацьке в Самариній балці.

Технологічний процес очищення стічних вод, що пов'язаний з комунальними очисними спорудами м. Маріуполя складається з таких операцій:

- механічне очищення стічних вод;
- біологічне очищення;
- відокремлення активного мулу у вторинних відстійниках;
- знезараження очищених стічних вод.

На станцію очистки стоки надходять по напірним колекторам від каналізаційних насосних станцій і спочатку проходять на механічні решітки.

Після видалення крупних відходів на решітках стічні води далі подаються на очищення у піскоуловлювачі, які призначені для видалення мінеральних важких домішок. Випадання частинок піску забезпечується гідравлічним розрахунком споруд при швидкості потоку стічних вод в піскоуловлювачах від 0,15 м/с о 0,3 м/с. Осад з піскоуловлювачів видаляється за допомогою гідроелеватору і далі подається для зневоднення на піскові майданчики. При цьому періодичність видалення осаду (піску) встановлюють під час експлуатації.

На лінії після піскоуловлювачів встановлений витратомір, після якого розташована розподільна камера, за допомогою якої стічні води розподіляють по чергам.

Робота піскоуловлювачів, первинних і вторинних відстійників залежить від рівномірності припливу стічних вод. Найбільш чутливими до нерівномірності припливу стічних вод є вторинні відстійники.

Призначенням первинних радіальних відстійників є затримання органічних домішок, що знаходяться в стічних водах у завислому стані. Група первинних радіальних відстійників складається з трьох відстійників I-ї черги, двох відстійників II-ї черги та одного відстійника III черги будівництва, трьох насосних станцій, системи розподілу.

Осад, що випадає на дно відстійника, згрібається шкребками в центральний приямок відстійника, з якого видаляється плунжерними насосами і перекачується на обробку і далі на мулові майданчики. Дренажна вода з мулових майданчиків перекачується в голову споруд. Для затримання легких спливаючих речовин у відстійнику передбачаються напівзанурені дошки, що встановлені перед переливним бортом збірної лотку.

За допомогою напівзануреної дошки, прикріпленої до рухомої ферми речовини, що сплили зганяються до периферії відстійника, а потім їх скидають в збірник для плаваючих речовин.

З первинних відстійників освітлена вода відводиться системою підземних дюкерних трубопроводів на біологічну очистку в аеротенки.

В аеротенки надходить на очистку стічна вода, кисень повітря, що подається через труби-аератори, та подається активний мул (біоценоз мікроорганізмів). Колонії мікроорганізмів створюють пластівці активного мулу, який в подальшому видаляється із стічної води при вторинному відстоюванні. Частина активного мулу повертається в аеротенки для процесу біологічної очистки, інша частина, так званий надлишковий активний мул, прямує на ущільнення до мулоущільнювачів та виводиться на мулові ставки.

На станції встановлені аеротенки з регенераторами. Активний мул з вторинних відстійників подається у перший коридор – регенератор. У регенераторі активний мул відновлює свої активні властивості.

Процес біологічної очистки стічних вод в аеротенках здійснюється у три стадії.

Стічні води, що надходять до аеротенку змішуються з активним мулом. На першій стадії відбувається сорбція розчинених органічних речовин, їх укрупнення та окислення легкоокисних речовин. На цій стадії спостерігається різке зниження показника БСК очищених стічних вод на 30–40 % й характерним є повне споживання розчиненого кисню на окислювальні процеси. Тривалість першої стадії сорбції та окислення органічних забруднень дорівнює 0,5-2 год.

На другій стадії процесу очистки стічних вод в аеротенках продовжується сорбція й окислення забруднюючих речовин, при цьому окислюється до 75 % органічних забруднень. Тривалість цієї стадії залежно від складу стічних вод дорівнює від 2 до 4 год. Швидкість споживання кисню на значно нижча, ніж на попередній стадії, але підвищується вміст розчиненого у воді кисню.

На третій стадії біологічної очистки відбувається доокислення складноокисних сполук, які не окислилися під час другої стадії, йде окислення забруднюючих забруднень ендoferментами в клітці. Крім того, на цій стадії здійснюється перетворення азоту амонійного в нітрити та нітрати, а також починається регенерація активного мулу в регенераторах. Тривалість третьої стадії для побутових стічних вод дорівнює 4-6 год. Загальна тривалість усього процесу біологічного окислення в аеротенках дорівнює 6–8 год. Споживання розчиненого кисню знову зростає.

Кількість БСК_{повн} стічних вод, які знімаються 1 м³ аеротенка на добу (окисна потужність аеротенку) залежить від навантаження по БСК_{повн} стічних вод на 1 г сухої беззольної речовини.

Якість активного мулу оцінюється за показником мулового індексу – об'єм активного мулу в 1 мл після відстоювання протягом 30 хв, віднесений до 1 г сухої речовини мулу. Для активного мулу, що знаходиться у нормальному стані, муловий індекс перевищує 100 см³/г.

Повітря в аеротенки подається повітродувками по металевим трубам і розподіляється трубами-аераторами, які прокладені на дні аеротенку на відстані 0,6–0,8 м від стінки. Дрібні бульбашки повітря, які при цьому виникають збільшують поверхню їх контакту з рідиною.

Після закінчення процесу біологічної очистки в аеротенках стічні води через карман з водозливом, що розташований наприкінці останнього коридору, надходять у відвідний канал і далі прямують до вторинних відстійників. Муло-водяна суміш підводиться до розподільчої чаші відстійників та рівномірно розподіляється між працюючими відстійниками. Далі від розподільчої чаші за допомогою дюкеру, що проложений під дном відстійника суміш води з активним мулом подається в розподільчий пристрій, розташоване в центрі відстійника. Призначенням вторинних відстійників є відокремлення активного мулу від очищеної води.

У кожному аеротенку передбачена труба зливу в резервуар для спорожнення аеротенків на час ремонтних робіт.

Для подачі циркулюючого активного мулу в аеротенки для забезпечення процесу біологічної очистки передбачена мулова насосна станція, в приймальний резервуар якої самопливом надходить активний мул з мулових камер вторинних відстійників.

Вторинні відстійники на відміну від первинних не мають пристроїв для збору та видалення плаваючих речовин. Виходячи з розподільчого пристрою, муло-водяна суміш потрапляє у простір, обмежений стінками металевого спрямовуючого циліндру, що забезпечує розподіл в радіальному напрямку та заглиблення суміші у відстійнику, що в цілому забезпечує більш повне використання робочого об'єму відстійника.

Збір очищеної води відбувається периферійним лотком, що розташований біля внутрішньої сторони стінки відстійника. Далі з відстійників освітлена вода відводиться системою підземних дюкерних труб. Для збору та видалення осаду у вторинних радіальних відстійниках використовують мулососи. Тривалість

відстоювання муло-водяної суміші у вторинних відстійниках – не більше 2-х год.

Активний мул, який осідає на дно відстійника, видається за допомогою мулососу, що обертається і далі мул по сталевій трубі, прокладеній під дном відстійника, надходить до мулової камери. З мулової камери активний мул направляється в резервуар мулової насосної станції, а потім повертається до аеротенків (зворотний активний мул), а надлишковий активний мул прямує до мулоущільнювачів, або може бути поданий до розподільчої чашу й на первинні відстійники для покращення вологовіддачі осаду й процесу відстоювання завислих речовин.

Після біологічної очистки для видалення зі стічних вод бактерій, зокрема хвороботворних біологічно очищена вода надходить на знезараження рідким хлором. У хлораторній встановлено 3 хлоратори ЛОНП-100. Хлор постачається в контейнерах.

Аналіз поточного стану комунальних очисних споруд м. Маріуполя

Будівельні норми, які були діючі на момент проектування черг очисних споруд станції м. Маріуполя, орієнтовані на зменшення тільки двох основних показників – вміст завислих речовин і БСК, за яким оцінюється концентрація органічних речовин, тобто при проектуванні станції не передбачали поглибленої очистки від сполук азоту та фосфору, що враховано в діючих на сьогодні нормах [15]. Побудовані споруди не розраховані на автоматизацію процесу очищення стічних вод і припускають значний штат обслуговуючого персоналу.

У останні роки простежується зміна характеру та концентрації забруднень у стічних водах, що надходять на споруди біологічного очищення. Спостерігається підвищений вміст в стічній воді органічних забруднень, що не піддаються біологічному окисленню. Як і всі комунальні очисні споруди повної біологічної очистки споруди станції розраховані на очищення стоків до параметрів за показниками БСК і вмістом завислих речовин до концентрації 15 мг/дм³.

Існуючі споруди очищення стічних вод за традиційною схемою, яка базуються на використанні мікроорганізмів активного мулу, не розраховані на надходження стічних вод з підвищеними концентраціями забруднень і не в змозі забезпечити досягнення затверджених гранично допустимих скидів речовин у водний об'єкт.

Таблиця 3.2 – Показники якості очищеної стічної води на СБОС за 2020 р.

Показники	Очищена вода												
	січень	лютий	березень	Квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	грудень	Середнє значення
Зав. речов., мг/дм ³	17	17	15	17	16	14	15	13	14	15	14	15	15
БСК, мгО/л	9	7	12	8	10	9	7	7	8	9	9	8	8
N-NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	64,2	63,3	55	50	53	55	55	53	56	60,3	59	58	56,8
P-PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	6,3	6,1	6,2	5,9	5,6	5,0	5,3	4,9	4,7	4,7	5,0	5,2	5,4

Діаграми зміни концентрацій нітратів і фосфатів в очищених стічних водах в період 2018-2020 рр. наведені на рисунках 3.1, 3.2 відповідно.

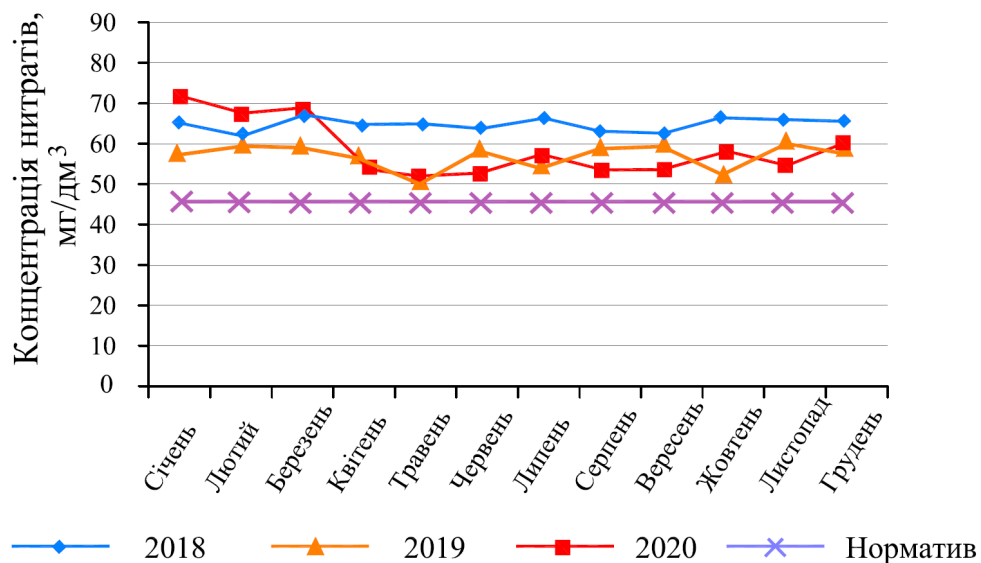


Рисунок 3.1 – Діаграма зміни концентрацій нітратів в очищених стічних водах за 2018- 2020 рр.

Перевищення ГДК за фосфатами обумовлюється відсутністю їх очищення. Також спостерігається недостатня глибина процесу нітрифікації - перевищення ГДК за нітратами (NO_3).

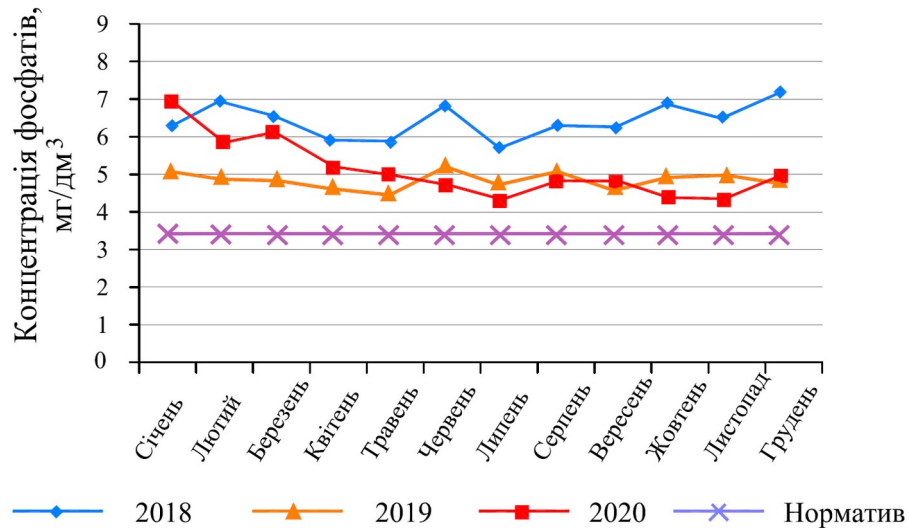


Рисунок 3.2 – Діаграма зміни концентрацій фосфатів в очищених стічних водах за 2018- 2020 рр.

На підставі аналізу об'єкту комунальних очисних споруд – станція біологічної очистки стоків (СБОС) КП Маріупольського Виробничого управління Водопровідно-каналізаційного господарства можна зробити наступні висновки:

1) на СБОС реалізується класична технологія видалення органічних речовин. Існуюча технологічна схема очищення без впровадження сучасних технологій або реконструкції не здатна забезпечити високу ефективність очищення.

2) практично більша частина споруд потребує поглибленого ремонту, як будівельної частини, так і обладнання.

Оскільки будівництво нових очисних споруд потребує значних фінансових витрат і часу, у кваліфікаційній роботі розглянуто спосіб підвищення ефективності очищення стічних вод за допомогою реагентів з метою ефективного видалення сполук фосфору до норм гранично-припустимих концентрацій (ГДК) скиду у водний об'єкт.

3.2 Вибір реагенту для підвищення ефективності очищення стічних вод

Ефективність інтенсифікації процесу очищення стічних вод коагулянтами визначається головним чином за рахунок правильного вибору реагентів та їх необхідної дози, а також залежить від технологічного режиму.

Результати досліджень, що були проаналізовані у роботі [72-76], дозволяють зробити висновок, що необхідна доза реагентів та їх ефективність можуть суттєво відрізнятися, при цьому одні реагенти можуть виявити себе кращими при додаванні їх на попередньому етапі очищення стічних вод, інші – додаванні на стадії біологічного очищення або на стадії доочищення біологічного процесу. Тому, результати стосовно ефективності дії реагентів, не можна прямо перенести на процес розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках на станції біологічної очистки стоків.

На підставі вище викладеного, а також недостатню кількість інформації стосовно впливу коагулянтів на процес розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках після завершення біологічного очищення стічних вод, у кваліфікаційній роботі проведено експериментальні дослідження щодо порівняння ефективності різних реагентів і вибору найбільш ефективного для реалізації цього процесу на станції біологічної очистки стоків м. Маріуполя.

Під час вибору реагенту враховували такі технологічні параметри, як швидкість відстоювання, якість очищених стічних вод, а також брали до уваги економічні показники, зокрема обсяг реагенту, його вартість, доступність виробництва, доставки та ін. [74, 80]. Крім того, застосовуваний реагент не повинний бути токсичний у рекомендованій дозі по відношенню до активного мулу. Передбачається тривалий час контакту реагенту з активним мулом та повернення його частини в цикл біологічного очищення.

Діапазони доз вибирали з врахуванням рекомендацій розробників реагентів, а також досвіду їх застосування на вітчизняних очисних станціях. Було прийнято дози оксихлориду алюмінію (реагент марки «Полвак») в межах 10-70 мг/дм³, сульфату алюмінію - 10-180 мг/дм³. Також досліджували

застосування суміші коагулянту з флокулянтом дозами: флокулянту (ПАА) – 5 мг/дм³ і коагулянту (сульфату алюмінію) 10-140 мг/дм³.

Дослідження було проведено методом пробної коагуляції, який описаний у розділі 2. Ефективні дози реагентів встановлювали за швидкістю седиментації обробленого ними активного мулу. Швидкість седиментації визначали шляхом аналізу седиментаційних кривих.

Для аналізу седиментаційних кривих, за якими прогнозують роботу вторинних відстійників, у практиці водовідведення є два методи. Перший метод, який рекомендований ДБН [15] базується на використанні значень мулового індексу (відношення V/D через 30 хв відстоювання). Другим метод прогнозування, оснований на узагальненні досвіду експлуатації роботи очисних станцій, базується на аналізі відношення об'єму мулу до його дози через 90 хв, що відповідає фактичному часу перебування муло-водяної суміші у вторинних відстійниках [66, 79].

На рисунку 3.3 наведено динаміку зміни седиментаційних властивостей мулу від дози коагулянтів за першим методом прогнозування роботи вторинних відстійників (за муловим індексом), одержані в ході експериментів.

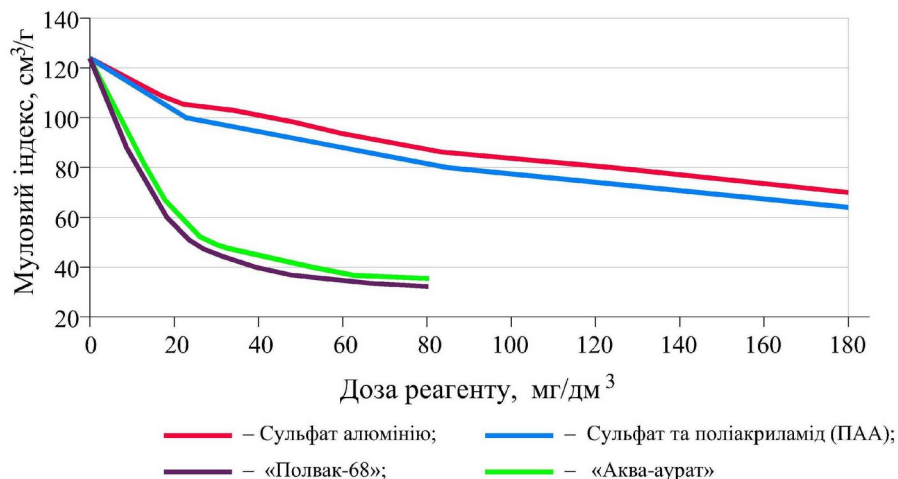


Рисунок 3.3 - Динаміка зміни седиментаційних властивостей мулу залежно від дози коагулянтів (за першим методом прогнозування:

1 – Сульфат алюмінію; 2 – Сульфат та поліакриламід (ПАА);
3 – «Полвак-68»; 4 – «Аква-аурат»

На рисунку 3.4 наведено динаміку зміни седиментаційних властивостей мулу від дози коагулянтів за другим методом прогнозування роботи вторинних відстійників (за відношенням V/D через 90 хв. відстоювання).

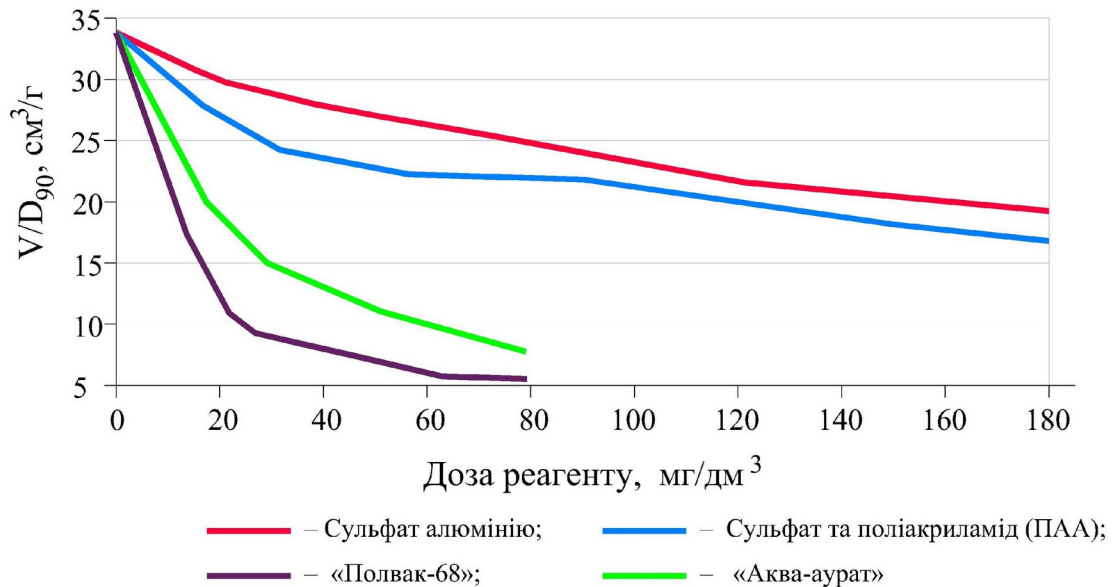


Рисунок 3.4 - Динаміка зміни седиментаційних властивостей мулу: залежно від дози коагулянтів (за другим методом прогнозування роботи відстійників):

1 – Сульфат алюмінію; 2 – Сульфат та поліакриламід (ПАА);
3 – «Полвак-68»; 4 – «Аква-аурат»

На підставі узагальнення та аналізу отриманих даних досліджені реагенти відповідно до ефективності впливу на розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках можна умовно поділити на дві групи. До першої групи можна віднесені такі реагенти як сульфат алюмінію та його суміш з флокулянтном – поліакриламідом (ПАА), які забезпечили значення мулового індексу 80-85 см³/г при дозах для сульфату алюмінію - 120 мг/дм³; для суміші коагулянту з флокулянтном - 90 мг/дм³ сульфату алюмінію та 5 мг/дм³ поліакриламиду (ПАА). До реагентів другої групи віднесли оксихлориди алюмінію – «Полвак», «Аква-аурат»), які забезпечили значення мулового

індексу 50-70 см³/г при дозах 20-40 мг/дм³ й за яких спостерігалось різке прискорення осідання мулу.

З наведених даних можна побачити, що найбільш ефективно розділення мулової суміші у вторинних відстійниках досягається при відношенні V/D через 90 хв. відстоювання на рівні 20 см³/г. Для сульфату алюмінію потрібний ефект досягався лише при концентрації 170 мг/дм³ а для суміші його з флокулянт – при дозі сульфату алюмінію 120 мг/дм³ і дозі поліакриламід - 5 мг/дм³ (рис. 3.4).

При використанні реагентів другої групи – оксихлоридів алюмінію («Полвак-68», «Аква-аурат-18») такий самий ефект досягався вже при дозах 15-25 мг/дм³.

У таблиці 3.3 наведено значення доз реагентів для розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках.

Таблиця 3.3- Значення доз реагентів для інтенсифікації розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках

Назва реагенту	Рекомендована доза, мг/дм ³
Сульфат алюмінію	160
Сульфат алюмінію	120
Флокулянт поліакриламід (ПАА)	5
«Полвак-68»	15-25

Проведені дослідження (рис. 3.3, рис. 3.4) показали, що використання коагулянтів дозволяє прискорити процес відстоювання, тобто інтенсифікувати розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках. Окрім того, додавання коагулянту дозволяє підвищити ефективність очищення стічних вод й покращити якість очищених стічних вод.

З метою оцінки підвищення показників очищення стічних вод було проведено декілька серій експериментів при температурі 22-23°C з додаванням різних коагулянтів та для порівняння без коагулянту.

Таблиця 3.4 - Показники якості очищених стічних вод після 90 хв. відстоювання

Реагенти		Показники якості води, мг/дм ³				
Назва	Доза, мг/дм ³	Завислі речовини	БСК ₅	ХСК	Фосфати	Азот амон.
<i>Серія 1</i>						
Без коагулянту		9,3	10,5	50,2	2,5	2,9
Сульф. алюм.	170	8,2	10,5	49,6	1,3	2,7
Сульф. алюм. ПАА	120 5	7,5	6,8	42,1	0,5	2,8
«Полвак-68»	15	4,2	3,5	43,4	0,6	2,9
	25	2,6	2,6	36,9	0,4	2,7
«Аква-аурат»	20	4,7	2,8	37,7	0,6	2,6
<i>Серія 2</i>						
Без коагулянту		11,8	14,7	56,3	2,4	2,7
Сульф. алюм.	170	8,6	13,3	53,4	1,4	2,6
Сульф. алюм. ПАА	120 5	6,8	10,7	50,1	0,6	2,6
«Полвак-68»	15	4,4	12,9	43,6	1,2	2,4
	25	3,3	3,5	42,0	0,7	2,2
<i>Серія 3</i>						
Без коагулянту		11,5	12,3	55,8	2,6	2,7
Сульф. алюм.	170	8,5	10,7	53,1	1,2	2,6
Сульф. алюм., ПАА	120 5	6,7	8,8	49,4	0,9	2,5
«Полвак-68»	15	4,3	9,9	47,2	1,3	2,6
	25	2,6	6,6	45,2	0,7	2,5

На підставі аналізу отриманих даних (табл. 3.4) спостерігається збільшення ефективності видалення завислих речовин при застосуванні коагулянту «Полвак-68» до 72-76 %, а для сульфату алюмінію та його суміші з поліакриламідом – не перевищувало 36-42 %.

Стосовно ефективності видалення органічних речовин можна зробити висновок, що з додаванням оксихлоридного коагулянту «Полвак-68» забезпечується зниження показника БСК₅ - на 55-64 % і показника ХСК - на 23-25 %. У випадку використання як коагулянту сульфату алюмінію або його суміші з флокулянтом (поліакриламідом) ефективність зниження концентрації органічних речовин за показниками БСК та ХСК не перевищувала, відповідно, 15-27 % та 9-15 %.

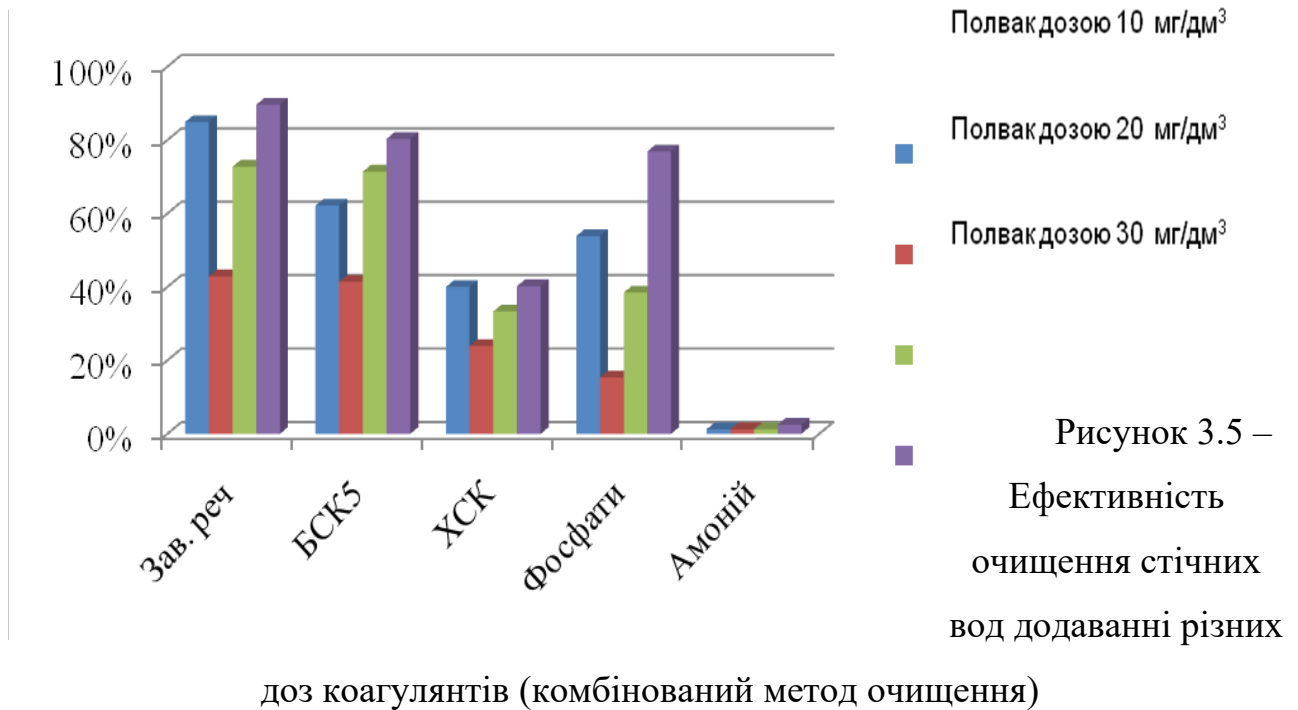
Також слід зазначити, що при додаванні коагулянтів спостерігалась залежність ефективності очищення стічних вод від дози коагулянту. Для прикладу, збільшення дози коагулянту «Полвак-68» з 15 мг/дм³ до 25 мг/дм³ сприяє покращенню ефективності видалення органічних речовин за показником БСК₅ з 23 до 67 %, а за ХСК - з 13 до 26 %.

За результатами проведених експериментів (табл. 3.4) можна зробити, що усі реагенти, які було досліджено сприяють видаленню зі стічних вод сполук фосфору (фосфатів). При цьому найбільший ефект очищення спостерігається при додаванні коагулянту «Полвак-68». На вміст у воді солей амонію додавання реагентів практично не впливає.

Таким чином, можна зробити висновок, що додавання коагулянтів на стадії біологічного очищення й розділення муло-водяної суміші у вторинних відстійниках дозволяє підвищити ефективність очищення стічних вод та отримати нормативи якості очищених стічних вод одразу після подачі реагенту.

Як було зазначено у 2 розділі схема інтенсифікації розділення муло-водяної суміші коагулянтами дозволяє зменшити дози реагентів, дає можливість керувати глибиною очищення і дозою мулу у спорудах та працювати в умовах спухання активного мулу.

На підставі аналізу отриманих даних встановлено, що додавання коагулянту дозою 30 мг/дм³ дозволяє підвищити ефективність очищення стічних вод за вмістом завислих речовин, показниками ХСК, БСК і, зокрема загального фосфору й забезпечити режим роботи вторинних відстійників без спухання активного мулу (рис 3.5).



На підставі проведених досліджень і отриманих результатів на станції біологічної очистки стоків (СБОС) м. Маріуполя рекомендовано застосування вітчизняного високоосновного оксихлоридного коагулянту марки «Полвак-68» для інтенсифікація розділення муло-водяної суміші.

За рахунок додавання коагулянту на стадії біологічного очищення стічних вод створюються стабільні умови існування біоценозу аеротенків. Окрім того додавання коагулянту сприятиме захисту водного басейну від забруднення розчиненими органічними сполуками, сполуками фосфору.

Реагентне господарство

При біологічно-хімічному очищенні традиційна схема споруд біологічної очистки доповнюється реагентним господарством. У будівлі розміщуються відділення сухого зберігання регенту, витратні баки та баки розчинів регенту, насосне відділення.

При реагентній обробці стічних вод необхідно додатково запроектувати будівлю реагентного господарства. У будівлі розміщують відділення сухого зберігання регенту, витратні баки та баки розчинів регенту, насосне відділення.

Реагентне господарство розраховується відповідно до вимог ДБН [15].

Як реагент у кваліфікаційній роботі рекомендовано вітчизняний оксихлоридний коагулянт марки «Полвак-68» дозою 30 г/м³.

«Полвак» є удосконаленою формою коагулянту на основі сполук алюмінію. До його переваг за технічним паспортом відносно сухого препарату алюміній сульфат слід віднести наступне: прискорення утворення пластівців осаду, зниження концентрації залишкового алюмінію в очищеній воді, розширення робочого діапазону рН і температури, «Полвак» менше змінює рН середовища, спрощення процесу дозування реагенту, висока міцність пластівців, «Полвак» в 5-10 разів менш токсичний, ніж алюміній сульфат, економія на процесі приготування робочих розчинів коагулянту.

Коагулянт промислового виробництва на основі сполук алюмінію під торговою назвою «Полвак-68» являє собою реагент з масовою часткою Al₂O₃ 13,1 % та основністю 72 %.

Для безперебійної роботи технологічних споруд станції повинен бути забезпечений 30-добовий запас реагентів, що розміщують в закритих складах або в спеціальних резервуарах при мокрому зберіганні і розташовують в будівлях. Якщо реагенти доставляють на станцію залізничним транспортом, то доцільно, щоб ємкість складів дорівнювала кратному об'єму великовантажного вагону при 10-добовому запасі реагенту до моменту завантаження.

Добова витрата реагенту дорівнює:

$$30 \cdot 8760 = 262,8 \text{ кг/добу} = 0,26 \text{ т/добу.}$$

Приймаємо мокре зберігання реагенту з 30-денним запасом реагенту.

Для одноденного витрачання передбачаються витратні баки об'ємом:

$$W_1 = \frac{0,263 \cdot 100}{20} = 1,3 \text{ м}^3. \quad (3.1)$$

Для 15-денного зберігання – розчинні баки об'ємом:

$$W = 1,3 \cdot 15 = 19,71 \text{ м}^3. \quad (3.2)$$

Кількість баків приймаємо: розчинних – 2 (розмірами 3,5x1,5x1,8 м кожний), витратних – 1 (розмірами 1,2x1,2x1 м кожний).

Для розчинення реагенту подається стисле повітря з розрахунку 6 л/с·м², а для перемішування при розведенні до потрібної концентрації у витратних баках – 2,5 л/с·м². Час приготування розчину – 8-10 год.

З розчинних баків-сховищ 20 %-вий розчин подається у витратні баки.

3.3 Розрахунок екологічного збитку від забруднення природних водойм

Досягнення вимог до якості очищення стічних вод, у тому числі й по біогенних елементах, на рівні ПДК для водойм рибо-господарського призначення стає сьогодні економічною необхідністю. У зв'язку із цим, для підприємств водопровідно-каналізаційного господарства реконструкція очисних споруд може розглядатися як можливість мінімізувати екологічні платежі й виконати сучасні вимоги законодавства України.

У відповідності до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» забруднення навколишнього середовища розглядається як заподіяння їй майнової шкоди. За таку шкоду встановлюються платежі, обумовлені на основі базових нормативів за нормативне й наднормативне забруднення навколишнього середовища [82]. Це ставиться й до водних об'єктів.

Основною метою охорони водного об'єкта від забруднення стічними водами є збереження й по можливості зниження рівня забруднення. Для досягнення цієї мети кожному водокористувачеві пропонується процедура розрахунку нормативно припустимих скидань (НДС) забруднюючих речовин зі стічними водами, виходячи з умови неприпустимості перевищення гранично припустимих концентрацій (ПДК) шкідливих речовин вступних об'єктах. Забруднення в рамках ПДК для водойм не завдають шкоди рибному господарству [83].

Розрахунок збитку при скиді стічних вод здійснюється в кілька етапів. Збиток від річного скидання стічних вод обчислюється за формулою:

$$З = 400 \cdot K_e \cdot M \quad (3.3)$$

де 400 - середній питомий збиток, грн./умовн. т;

K_e - коефіцієнт екологічної ситуації й екологічної значимості стану водних об'єктів по басейнах основних рік, приймається 1,1.

M - наведена маса річного скидання домішок даним джерелом забруднення, умовн. т/рік.

Наведена маса річного скидання домішок визначається за наступною формулою:

$$M = \sum_{i=1}^N A_i \cdot m_i \quad (3.4)$$

де A_i - відносна небезпека i -го забруднюючої речовини, умовн. т/т, що визначається як:

$$A_i = \frac{1}{ПДК_i} \quad (3.5)$$

де $ПДК_i$ - гранично припустима концентрація i -ого речовини у водоймі;

m_i - наведена маса річного скидання забруднюючих речовин, умовн. т/рік:

$$m_i = C_i \cdot Q \quad (3.6)$$

де C_i - концентрація i -ої домішки в стічній воді, г/м³;

Q - витрата стічних вод, м³/добу. (за даними за вересень 2022 року приймаємо 250 000 м³/добу).

Розрахунок ведеться по чотирьох забруднюючих речовинах, що втримуються в стоках.

За формулою (3.5) визначаємо відносну небезпеку для кожного забруднюючої речовини:

- 1) для NH_4 $A = 2,5$ умовн. т/т при $ПДК = 0,4$ мг/л;
- 2) для NO_2 $A = 12,5$ умовн. т/т при $ПДК = 0,08$ мг/л;
- 3) для NO_3 $A = 0,025$ умовн. т/т при $ПДК = 40$ мг/л;
- 4) для PO_4 $A = 5$ умовн. т/т при $ПДК = 0,2$ мг/л;

За формулою (3.6) визначаємо масу річного скидання кожного забруднюючої речовини при старій схемі:

- 1) для NH_4 $m = 51,7$ т/рік при концентрації 0,5 мг/л;

- 2) для NO_2 $m = 20,7$ т/рік при концентрації $0,2$ мг/л;
- 3) для NO_3 $m = 6\,204,3$ т/рік при концентрації $60,0$ мг/л;
- 4) для PO_4 $m = 89,9$ т/рік при концентрації $0,87$ мг/л;

За формулою (3.5) визначаємо наведену масу річного скидання кожного забруднюючої речовини при старій схемі:

- 1) для NH_4 $M = 129,2$ умовн. т/рік;
 - 2) для NO_2 $M = 258,7$ умовн. т/рік;
 - 3) для NO_3 $M = 155,1$ умовн. т/рік;
 - 4) для PO_4 $M = 449,5$ умовн. т/рік.
- $M = 992,5$ умовн. т/рік.

За формулою (3.3) збиток від річного скидання стічних вод при старій схемі очищення становить $436\,700$ умовн. грн./рік.

Рекомендована схема біологічного очищення міських стічних вод з додаванням коагулянту представлена на рисунку 3.6. Також на схемі наведений ефект очищення.

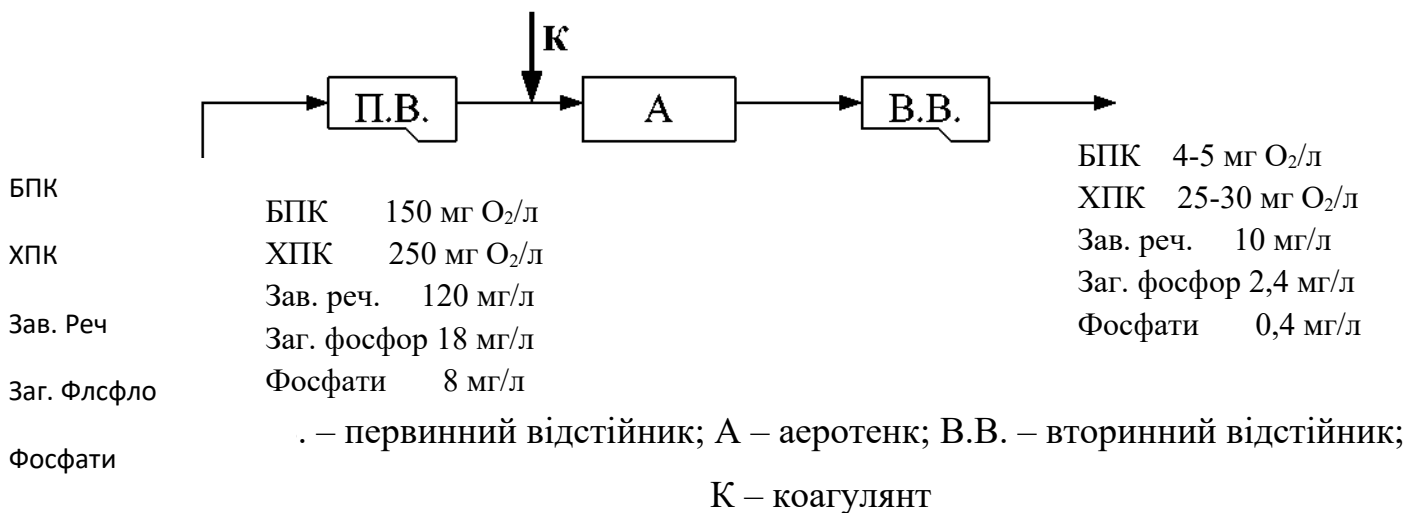


Рисунок 3.6 – Рекомендована схема очищення стічних вод

Для розрахунку збитку від річного скидання стічних вод при новій схемі очищення (рис. 3.5) умовно приймаємо витрату стічних вод як значення за вересень 2021 року – $250\,000$ м³/добу. Концентрації заруднюючих речовин в

очищеній воді після споруд біологічного очищення з додаванням коагулянту наведені на рисунку 3.6.

За формулою (3.6) визначаємо наведену масу річного скидання кожної забруднюючої речовини при новій схемі:

1) для NH_4 $M = 51,5$ умовн. т/рік;

2) для NO_2 $M = 128,7$ умовн. т/рік;

3) для NO_3 $M = 23,3$ умовн. т/рік;

4) для PO_4 $M = 155,0$ умовн. т/рік.

$M = 358,5$ усл. т/год.

За формулою (3.3) збиток від річного скидання стічних вод при новій схемі становить 157 740 умовн. грн./рік.

Таким чином, вигода при використанні нової схеми очищення становить 278 960 умовн. грн./рік.

Висновки до розділу 3

1. Отримані у магістерській роботі результати дозволяють рекомендувати до впровадження на станції біологічної очистки стоків використання вітчизняного високоосновного оксихлоридного коагулянту марки «Полвак-68».

2. Коагулянт марки «Полвак-68» поставляється в робочому розчині, заощаджуючи енергію на перемішування в середньому до 100 тис. кВт/год щорічно. Робочі розчини готуються в баках реагентного господарства і вводяться дозованими витратами у трубопровід очищуваної води перед аеротенком.

3. Недостатньо очищені стічні води впливають на якість води в ріці. Збиток від річного скидання стічних вод при використанні технології з додаванням коагулянту значно нижче, ніж при використанні існуючої технології.

4. Таким чином, на даному етапі роботи очисних споруд, з огляду на можливість недостатнього фінансування, доцільно впровадити технологію з біологічним видаленням азоту й біолого-хімічним видаленням фосфору. Пропонована технологія процесу глибокого очищення міських стічних вод забезпечить досягнення ПДК в очищеній воді по всіх формах сполук азоту ($N-NH_4 = 0,5$ мг/л, $N-NO_2 = 0,08$ мг/л, $N-NO_3 = 40,0$ мг/л) і сполук фосфору (0,3 мг/л).

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

1. Проведений аналіз наявних джерел літератури щодо сучасного стану питання проблеми біологічного очищення стічних вод показав, що існуючі схеми очищення характеризуються недостатньою ефективністю (особливо до видалення сполук фосфору), високою вірогідністю спухання активного мулу і не завжди спроможні забезпечити встановлені нормативи.

2. Для вирішення проблеми біологічного очищення й підвищення якості очищеної води застосовують різні схеми інтенсифікації діючих споруд, що сполучають біологічне очищення із введенням реагентів на різних ступенях очищення, які суттєво розрізняються за своїми властивостями й ефективністю по відношенню до активного мулу.

3. На підставі проведеного аналізу існуючих технологій інтенсифікації очищення стічних вод можна зробити висновок, що застосування комбінованої технології біологічного очищення дозволить збільшити ефективність видалення органічних забруднень та сполук фосфору зі стічних вод із забезпеченням їхнього нормативного вмісту в очищеній воді, забезпечити стабільну роботу очисних споруд, а також сприятиме покращенню седиментаційних властивостей активного мулу при мінімальних капітальних витратах на будівництво.

4. Аналіз експериментальних даних та якості води після використання коагулянтів у поєднанні з біологічним очищенням показав, що застосування коагулянтів дає можливість одержати якість очищених стічних вод на рівні встановлених нормативів. Так, при дозі активного мулу $4,2 \text{ г/дм}^3$ і дозі коагулянту 35 мг/дм^3 можна досягти якості очищення до 93,8 % та 97,8 % за ХСК та БСК₅, відповідно.

5. Порівняльний аналіз схем з додаванням коагулянтів на різних етапах очищення стічних вод показав перспективність використання методу інтенсифікації розділення муло-водяної суміші коагулянтами, тобто додавання коагулянту на стадії біологічного очищення.

6. Проаналізовані у роботі дослідження з інтенсифікації розділення муло-водяної суміші показали, що сульфат алюмінію у дозі 150 мг/дм^3 збільшував ефект очищення за показниками завислих речовин, БСК₅ і ХСК на 27; 16,2 і 14,5 %, відповідно. «Полвак-68» у дозах $30\text{-}50 \text{ мг/дм}^3$ покращував показники завислих речовин - на 35-58 %, БСК₅ – на 64-71,1 % та ХСК на 25-30 %. Введення реагентів сприяло видаленню фосфатів: для сульфату алюмінію збільшення ефективності становило 60 %, для інших реагентів – 80-83%.

7. Отримані у кваліфікаційній роботі магістра результати дозволяють рекомендувати до впровадження на станції біологічної очистки стоків використання вітчизняного високоосновного оксихлоридного коагулянту марки «Полвак-68».

8. Коагулянт марки «Полвак-68» поставляється в робочому розчині, заощаджуючи енергію на перемішування в середньому до 100 тис. кВт/год щорічно. Робочі розчини готуються в баках реагентного господарства і вводяться дозованими витратами у трубопровід очищуваної води перед аеротенком.

9. Таким чином, на даному етапі роботи очисних споруд, з огляду на можливість недостатнього фінансування, доцільно впровадити технологію з біологічним видаленням азоту й біолого-хімічним видаленням фосфору. Пропонована технологія процесу глибокого очищення міських стічних вод забезпечить досягнення ПДК в очищеній воді за сполуками азоту ($\text{N-NH}_4 = 0,5 \text{ мг/л}$, $\text{N-NO}_2 = 0,08 \text{ мг/л}$, $\text{N-NO}_3 = 40,0 \text{ мг/л}$) і вмістом сполук фосфору ($0,3 \text{ мг/л}$).

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Мацієвська О. О. Водовідвідні очисні споруди: навч. посібник / О. О. Мацієвська. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2015. – 220 с.
2. Технология очистки сточных вод: Учебное пособие. / А. П. Карманов, И. Н. Полина. - 2-е изд., испр.и доп. – М.: Инфра-М, 2018. – 212 с.
3. Воронов Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод/ Учебное издание: – М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2009 – 760 с.
4. Gangaraju Gedda. Introduction to Conventional Wastewater Treatment Technologies: Limitations and Recent Advances / Gangaraju Gedda, Kolli Balakrishn, Randhi Uma Devi, Kinjal J Shah // Advances in Wastewater Treatment I. Materials Research Foundations 91, 2021, pp.1-36.
5. Zahra Aghalari. Effectiveness of wastewater treatment systems in removing microbial agents: a systematic review / Zahra Aghalari, Hans-Uwe Dahms, Mika Sillanpää et al // Globalization and Health, 2020. – vol. 16.
6. Обробка технологічних рідин та стічних вод [Текст] : навч. посіб. / С. С. Рижков [та ін.] ; ред. С. С. Рижкова ; Нац. ун-т кораблебудування ім. адмірала Макарова, Херсон. філія. - Херсон : Вид. Грінь Д. С., 2018. - 315 с.
7. Илюшина В. В. Современные методы очистки сточных вод // Современная техника и технологии. 2017. - № 2 [Электронный ресурс]. URL: <https://technology.snauka.ru/2017/02/12446> (дата обращения: 14.09.2021).
8. Журкин, Н. Н. Усовершенствование механической очистки сточных вод [Текст] / Н. Н. Журкин, С. Я. Алибеков // Вестник ПГТУ. Лес. Экология. Природопользование. – 2013. – №1. – С. 92–97.
9. Слепцов В. Г. Оборудование для реконструкции и строительства высокоэффективных песколовков (по материалам конференции) [Текст] / В. Г. Слепцов, А. А. Мартыненко, Е. С. Лисогор // Водоочистка. – 2015. – №7. – С. 62–67.
10. Характеристика гідробіологічного складу аеробного активного мулу / О. І. Семенова, Л. Р. Решетняк, Т. Л. Ткаченко [та ін.] // Економіка. Екологія. Управління. Збірник наук. праць. – 2012. – № 1. – С. 213-220.

11. Харькина, О. В. Эффективная эксплуатация и расчет сооружений биологической очистки сточных вод / О. В. Харькина. – Волгоград : Панорама, 2015. — 433 с.

12. Маркевич Р. М. Влияние параметров функционирования аэротенков на протекание нитри-, денитрификации и биологической дефосфотации / Р. М. Маркевич, М. В. Рымовская, О. И. Лазовская, И. П. Дзюба, Е. А. Флюрик, И. А. Гребенчикова // Труды БГТУ, 2010. - Вып. XVII. – С.302-305.

13. Технології захисту навколишнього середовища. Ч. 2. Методи очищення стічних вод : підручник / Петрук В. Г., Васильківський І. В., Петрук Р. В., Сакалова Г. В. та ін. – Херсон : Олді-плюс, 2019. – 298 с.

14. Петрук В. Г. Природоохоронні технології. Навч. посібник. Ч.2 : Методи очищення стічних вод / В. Г. Петрук, Л. І. Северин, І. В. Васильківський, І. І. Безвозюк – Вінниця : ВНТУ, 2014. – 258 с.

15. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування: ДБН В.2.5–75:2013.. – К.: Мінрегіон України, 2013. – 214 с.

16. Zhang F. Reduction of organic matter and trihalomethane formation potential in reclaimed water from treated municipal wastewater by coagulation and adsorption / F. Zhang a , Ya. Wang, Y. Chu, B. Gao et al // Chemical Engineering, 2013. – Vol. 223. – P. 696–703.

17. Bourgin M. Evaluation of a full-scale wastewater, treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products / M. Bourgin, B. Beck, M. Boehler, E. Borowska, J. Fleiner et al // Water Research, 2018. - 129, pp. 486-498.

18. Hagemann N. Wood-based activated biochar to eliminate organic micropollutants from biologically treated wastewater / Nikolas Hagemann, Hans-Peter Schmidt, Ralf Kägi, Marc Böhler et al // Science of The Total Environment, 2020. - Volume 730, 15.

19. Решняк В. И. Обеззараживание сточной воды / В.И. Решняк, С.Е. Посашкова // Вестник государственного университета морского и речного флота им. адмирала С.О. Макарова. – 2014. – № 2 (14). – С. 177-182.
20. Oller I. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination – a review / I. Oller, S. Malato, J. Sánchez-Pérez // Science of the total environment, 2011. - 409 (20). – P. 4141-4166.
21. Гончаренко А. І. Застосування УФ випромінювання для знезараження стічних вод / А. І. Гончаренко, О. А. Колесніченко, С. М. Шаляпін // Водопостачання та водовідведення. – Харків, 2012. – № 6. – С. 28-35.
22. Malovanyu M. Microbial pollutants removal from water with use of complex adsorption-ultrasound technology / M. Malovanyu, N. Vronska, I. Koval, H. Sakalova // 13th Meeting of European Society of Sonochemistry, 2012 : theses. – 2012. – P. 185.
23. Вронська Н. Ю. Очищення стічної води методом ультрафіолетового опромінювання / Н. Ю. Вронська, М. С. Мальований, О. Р. Попович // Хімічна промисловість України. – 2015. – № 6 (131). – С. 29- 33
24. Шаляпін С. М. Установки УФ знезараження стічних вод / С. М. Шаляпін, Т. С. Шаляпіна // Водопостачання та водовідведення. - 2018. - № 4. С. 11-16.
25. Шаляпін С. М. Знезараження стічних вод за допомогою ультрафіолетового опромінювання. Ч. 2 / С. М. Шаляпін, Т. С. Шаляпіна // Водопостачання та водовідведення. - 2016. - № 6. - С. 42-48.
26. Березин С. Е. Обоснование выбора технологического оборудования по очистке сточных вод / С. Е. Березин, В. И. Баженов, А. В. Черненко // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. - 2014. - №2. - С. 48-58.
27. Саломеев В. П. Решение вопросов удаления биогенных элементов из сточных вод / В. П. Саломеев, Е. С. Гогина, Н.А. Макиша // Водоснабжение и канализация. - 2011. - Т. 2. - № 3. - С. 44-53.

28. Dyshlyuk V.Ye. Utilization of urban sewage waters for irrigation of agricultural lands in Ukraine / V. Ye. Dyshlyuk // *Debreceni Egyetem Agrartudományi Közlönyek Acta Agraria Debrecenitnsis*, 2014. – №.61. – P. 5–7.

29. ДСТУ 7369:2013. Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення. К.: Мінекономрозвитку України, 2013. - 9 с.

30. Скиба О. І. Закономірності формування вмісту та розподілу сполук фосфору у річках Тернопільщини у зв'язку із ступенем антропогенного навантаження. Автореф. дис. канд.біол. наук. 03.00.16. - Чернівці – 2017. – 36 с.

31. Пашков А.П. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні / А. П. Пашков // *Безпека життєдіяльності*. – 2011. – № 4. – С.10–16.

32. Долина, Л. Ф. Очистка сточных вод от биогенных элементов. Днепропетровск: Континент, 2011. – 198 с.

33. Егоров К. Фосфаты в сточных водах. Скрытая угроза – серия первая // *Водопостачання та водовідведення*. - 2012. - №2. - С. 22–28.

34. Степова О.В. Аналіз фосфатного забруднення поверхневих водойм Полтавської області // *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна, серія «Екологія»*. - 2016. - Вип. 14. - С. 78–82.

35. Савлущинська М. О. Фосфор у водних екосистемах / М. О. Савлущинська, Горбатюк Л. О. // *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія*. - 2014. - №4(61). - С. 153–162.

36. Степова О. В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області / О. В. Степова, В. В. Рома // *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. - 2016. - № 1–2. - С. 93–97.

37. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України, затверджені наказом Державного комітету будівництва та архітектури України від 19.02.02 №37, зареєстровані в Міністерстві юстиції України 26.04.02 за № 403/6694.

38. Степова Н. Г. Аналіз вітчизняних нормативних актів щодо вмісту сполук фосфору у стічних і природних водах та їх вплив на довкілля / Н. Г. Степова, О. М. Кукушка // Меліорація і водне господарство. 2014. - №101. - С 105-112.
39. Саблій Л. А. Ефективні технології біологічного очищення стічних вод // Матер. Міжнар. конгресу «ЕТЕВК- 2019». - С.174-178
40. Данилович, Д. А. Биологическое удаление фосфора практически до нуля: отечественный опыт // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения, 2017. - № 2, С. 22–27.
41. Gulshin I. Energy efficient process of nitrification and denitrification in activated sludge system with low organic load / Gogina E. // Matec Web of Conferences. – 2017. – Т. 106. – С. 06015.
42. Gulshin I. The settling behavior of an activated sludge with simultaneous nitrification and denitrification // Matec Web of Conferences. — 2017. - Т. 106. - С. 07002
43. Пашков А. П. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні // Безпека життєдіяльності. 2011. - №4. С. 10–16.
44. Харкин, С. В. Реконструкция очистных сооружений под технологии удаления азота и фосфора – мифы и реальность / С. В. Харкин // Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. – 2014. – №. 1. – С. 23-31.
45. Шандрович В. Т. Очищення води від азотовмісних сполук з використанням процесу ANAMMOX / В. Т. Шандрович, М. С. Мальований, А. М. Мальований // П'ятий Міжнародний Екологічний Форум «Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета». – Херсон, 2013. – С. 166-170.
46. Алексеев, М. И. Особенности биологической очистки городских сточных вод с учетом требований к азоту и фосфору / М. И. Алексеев, Б. Г. Мишуков, Е. А. Соловьева // Вестник гражданских инженеров. - 2015. - №1. – С. 124-132.

47. Саблій Л. А. Удаление соединений азота и фосфора: проблемы и их решения / Л. А. Саблій, В. С. Жукова, М. Ю. Козарь // Водоочистка. - 2014. - №1. - С. 17–23.

48. Залетова Н. А. Особенности химического удаления фосфора при биологической очистке сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. 2011. - №11. - С. 40–46.

49. Сучасні технології біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору / М. Р. Момот, Л. А. Саблій // Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (28-30 жовтня 2015 р., м. Київ, Україна). – К.: НТУУ «КПІ», 2015 – 145-147.

50. Харькин С. В. Реализация технологий удаления азота и фосфора из сточных вод: роль проектирования и эксплуатации / С. В. Харькин, О. В. Харькина // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. – Москва, 2014. - №1. - С. 4-15.

51. Харькин, С.В. Организация процессов удаления фосфора из сточных вод / С.В. Харькин // Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. -2013. -№ 11. – С.52-58.

52. Prashant A.Kadu, Amruta A.Badge, Dr.Y.R.M.Rao Treatment of Municipal Wastewater by using Rotating Biological Contractors (Rbc's). American Journal of Engineering Research. 2013. – Vol. 2, Issue 4. – P. 127–132.

53. Liu Y. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment / Shi H., Xia L., Shi H., Shen T., Wanga Z., Wangb G., Wang Y. // Bioresource Technology. – 2010. – Т. 101. – P. 901–906/

54. Данилович Д. А. Инженерные решения при разработке проектов модернизации очистных сооружений системы водоотведения / Д. А. Данилович, Л. А. Климова // Водоснабжение и канализация, 2014. – Москва. – № 3-4. – С. 52-57.

55. Данилович Д. А. Наилучшие доступные технологии для коммунального водоотведения // Водоснабжение и санитарная техника, 2012. - № 3. - С. 6-13

56. Delgadillo-Mirquez L. Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture / L. Delgadillo-Mirquez, F. Lopez, B. Taidi, D. Pareau // Biotechnology Reports, 2016. - №11. - P. 18–26.

57. Похил Ю. Н. Особенности реализации принципа наилучших доступных технологий при очистке коммунальных сточных вод / Ю. Н. Похил, Е. И. Пупырев, Ю. Г. Багаев, А. И. Бивалькевич // Водоснабжение и санитарная техника, 2012. - № 8. - С. 38-42.

58. Шандрович В. Повышение уровня экологической безопасности путем улучшения работы канализационных очистных сооружений (на примере г. Львова) / В. Шандрович, М. Мальованый // Устойчивое развитие. Международный журнал, Болгария. – 2015. –№ 3(24). – С. 71-77.

59. Дзюба И. П. Исследование процесса накопления фосфора фосфор аккумулялирующими бактериями / И. П. Дзюба, Р. М. Маркевич, Т. М. Сигиневич // Химия, технология органических веществ и биотехнология, Труды БГТУ. - 2011. - № 4 (142), С. 182–184.

60. Burkhardt, G. (2012). Biological phosphorous removal. An operator's guide. [online] Доступно по ссылке: [https:// www.mi-wea.org/docs/Biological %20Phosphorous%20 Removal%20-%20An%20Operator's%20Guide.pdf](https://www.mi-wea.org/docs/Biological%20Phosphorous%20Removal%20-%20An%20Operator's%20Guide.pdf) [Дата обращения: 10.09.2019].

61. Шандрович В. Т. Моніторинг ефективності роботи аеротенків на Львівських очисних спорудах / В. Т. Шандрович, М. С. Мальований, І. П. Полюжин // Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. – Кременчук: КрНУ, 2015. – Випуск 1 част. 1 (90). – С. 126-132.

62. Chen J., Luan Z. Enhancing phosphate removal by coagulation using polyelectrolytes and red mud // Fresenius Environmental Bulletin, 2010. V. 19, №10. – P. 2200–2204.

63. Highly efficient and selective phosphate removal from wastewater by magnetically recoverable $\text{La}(\text{OH})_3/\text{Fe}_3\text{O}_4$ nanocomposites / B. Wu, L. Fang, J.D. Forther, X. Guan et al. // *Water Research*. 2017. – № 126. P. –179–188.

64. Ambrosova G. On the question of reduction of phosphates / G. Ambrosova, E. Matyushenko, A. Funk // *Proceeding of 8th International Conference Contemporary Problems of Architecture and Construction*. Yerevan, Armenia, October 26-28, 2016. – P. 7–9.

65. Матюшенко Е. Н. Методы удаления фосфора из сточных вод / Е. Н. Матюшенко, Е. С. Белозерова, Т. И. Гейсадинов, Т. В. Нагорная // *Сб. науч. тр.: Научный потенциал студентов и молодых ученых Новосибирской области*. – Новосибирск: НГТУ. – 2016. – С. 124–127.

66. Ambrosova G., Matyushenko E., Funk A. The combined method of phosphorus removal from municipal wastewater. Collection of abstracts of 9th International Conference Contemporary Problems of Architecture and Construction. Batumi, Georgia, September 13–18, 2017. – pp. 112–113.

67. Кинебас А. К. Опыт внедрения технологии химического осаждения фосфора: от лабораторных тестов до промышленной эксплуатации / А. К. Кинебас, Е. Д. Нефедова, О. Н. Рублевская, Г. А. Панкова, А. Г. Пирогов, Н. И. Попова, А. И. Клименко // *Водоснабжение и санитарная техника*, 2011. № 1. – С. 46-54.

68. Амбросова Г. Т. Места дефосфатирования городской сточной жидкости и эффект удаления фосфора реагентами / Г. Т. Амбросова, Е. Н. Матюшенко, Н. В. Синеева // *Вода и экология: проблемы и решения*, 2017. – № 4 (72). – С. 13-25.

69. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография / С. С. Душкин, А. Н. Коваленко, М. В. Дегтярь, Т. А. Шевченко. – Х.: ХНАГХ, 2011. – 146 с.

70. Клещев В.В. Сравнительная оценка технологий удаления фосфора из городских сточных вод // *Вестник магистратуры*, 2017. – №3-1(66). – С. 12– 13.

71. Jia-QianJiang The role of coagulation in water treatment / Jia-Qian Jiang // *Current Opinion in Chemical Engineering* . – Volume 8. – 2015. – P.36-44.

72. Келль О. А., Фадеева О. Ю. Практическое применение метода химического удаления фосфатов при использовании различных преципитантов на сооружениях очистки хозяйственно-бытовых сточных вод / О. А. Келль, О. Ю. Фадеева // *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология*. – 2017. – № 2. – С. 142–151.

73. Есин М. А. Реалізації схем біологічного видалення фосфору зі стічних вод. Частина 1: теоретичний огляд / М. А. Есин, О. В. Смирнов // *Водопостачання та водовідведення*. – К.: ТОВ «ПРАЙМ-ПРИНТ» – 2017. № 5. – С. 43–49.

74. Есин М. А., Юрченко В. А, Красильникова В. А., Смирнов А. В. Удаление соединений фосфора при биологической очистке сточных вод // *Науковий вісник будівництва: зб. наук. праць*. – Харків: ХДТУБА, ХОТВ АБУ. – 2011. - № 65. – С. 344–349.

75. Кравченко О. В. Застосування процесів коагуляції для інтенсифікації технології біологічного очищення стічних вод: Автореф. дисс. канд.техн. наук. – Київ, 2009. – 28 с.

76. Feng X., Baojie Zh., Chery L. Effects of low temperature on aluminum(III) hydrolysis: Theoretical and experimental studies // *J. Environ. Sci.* 2008. Vol. 20. P. 907–914.

77. Методичні рекомендації по застосуванню гідроксихлориду алюмінію на водопровідних станціях (на прикладі коагулянту Полвак ТМ). - Офіц. вид. - Київ: Держбуд України, 2001. – 22 с. – (Нормативний документ Мінжитлокомунгоспу України).

78. Аваргина Л. П. Применение коагулянтов для реагентного удаления фосфатов из сточных вод / Л. П. Аваргина, А.Н. Соколов // *Вода Magazine*, 2015. - №8 (96). – С. 31-41.

79. Awasthi A. Dye Industry Wastewater Treatment by Coagulation Process: Review Paper / A. Awasthi, P. Dalal, J. K. Srivastava // Imperial Journal of Interdisciplinary Research .- Vol. 3, Issue 8. – 2017. – P.260-267.

80. Запольский А. К. Очистка воды коагулированием : монография / А. К. Запольский; Национальный университет пищевых технологий. – Каменец-Подольский, 2011. – 296 с.

81. Другов, Ю.С. Анализ загрязненной воды : практ. руководство / А.А. Родин; Ю.С. Другов .— 3-е изд. (эл.) .— Москва : Лаборатория знаний, 2020. – 681 с.

82. Постанова Кабінету Міністрів від 1 березня 1999 р. N 303 «Про затвердження Порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору» із змінами і доповненнями, внесеними постановами Кабінету Міністрів України від 3 грудня 2008 року N 1050.

83. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, які заподіяні державі в результаті наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря, затв. Наказом Міністерства юстиції України від 11 травня 2019 року N 1453/5.