

РОЗДІЛ 3. ІДЕНТИФІКАЦІЯ І ВИКОРИСТАННЯ ДО УМОВ ГАЛУЗІ СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ҐРУНТІВ. ЗАХИСТ ГІДРОСФЕРИ

3.1. Гідромеханічні способи очищення стічних вод

Для знищення завислих частинок із стічних вод використовують періодичні та неперервні гідромеханічні процеси проціджування, гравітаційного та відцентрового відстоювання і фільтрування. Вибір методу залежить від розміру частинок суміші, фізико-хімічних властивостей і концентрації завислих частинок, витрати стічних вод та необхідного ступеня очищення.

Перед більш тонким очищенням стічні води направляють на проціджування через решітки та сита, які встановлюють перед відстійниками з метою вилучення з них крупної суміші.

Осіданням називають розділення рідких неоднорідних систем шляхом видалення із рідкої фази твердих або рідких завислих частинок під дією сили тяжіння, відцентрової сили. Відповідно розрізняють гравітаційне відстоювання і осідання за допомогою центрифугування[5].

Осідання відстоюванням відбувається під дією сили тяжіння. Для проведення процесу використовують пісколовки, відстійники та освітлювачі. У освітлювачах одночасно з відстоюванням відбувається фільтрація стічних вод крізь шар зважених частинок[2,5].

Матеріальний баланс механічного розділення стічних вод від суміші. При відсутності втрат речовини у процесі механічного розділення стічних вод від суміші рівняння матеріального балансу має вигляд[2]:

- за загальною кількістю речовини

$$G_{см} = G_{осв} + G_{ос}; \quad (3.1)$$

- за дисперсною фазою

$$G_{см} \cdot x_{см} = G_{осв} \cdot x_{осв} + G_{ос} \cdot x_{ос}, \quad (3.2)$$

де $G_{см}$, $G_{осв}$, $G_{ос}$ - маса початкової стічної води, освітленої води і осаду суміші, який отримуємо; $x_{см}$, $x_{осв}$, $x_{ос}$ - вміст суміші у початковій стічній воді, освітленій воді та в осаді.

Сумісне розв'язання цих рівнянь дозволяє визначити масову кількість освітленої води $G_{осв}$ і масу осаду $G_{ос}$, які отримуємо при заданому вмісті суміші в осаді і освітленій воді[2]:

$$G_{осв} = G_{см} \cdot \frac{x_{ос} - x_{см}}{x_{ос} - x_{осв}}, \quad (3.3)$$

$$G_{oc} = G_{cm} \cdot \frac{x_{cm} - x_{ocv}}{x_{oc} - x_{ocv}}. \quad (3.4)$$

Вміст завислих частинок у освітленій воді і в осаді вибирається в залежності від конкретних технологічних умов процесу розділення.

3.2. Відстоювання стічних вод

Основним параметром, який використовують під час розрахунку осаду, є швидкість осідання частинок.

При падінні частинки під дією сили тяжіння сила, яка рухає частинку діаметром d_q , виражається різницею між її вагою [2]:

$$G = m_q \cdot g = \pi \cdot \frac{d_q^3}{6} \cdot \rho_q \cdot g, \quad (3.5)$$

та виштовхувальною архімедовою силою, що дорівнює вазі рідини в об'ємі частинки[1]

$$A = m_0 \cdot g = \pi \cdot \frac{d_q^3}{6} \cdot \rho_0 \cdot g; \quad (3.6)$$

$$G - A = \pi \frac{d_q^3}{6} g (\rho_q - \rho_0), \quad (3.7)$$

де ρ_q - щільність твердої частинки.

Швидкість осідання w_{oc} можна знайти із умови рівності сили, частинки яка рухається та сили опору водного середовища[1]:

$$w_{oc} = \sqrt{\frac{4 \cdot d_q (\rho_q - \rho_0) \cdot g}{3\zeta \cdot \rho_0}}. \quad (3.8)$$

Існує і мінімальний розмір частинок, нижче якого спостерігається відхилення від закону Стокса і при $R_{eq} < 10^{-4}$ на швидкість осідання дуже маленьких частинок починає впливати тепловий рух молекул середовища. В таких умовах розмір d частинок стає рівним із середньою довжиною вільного пробігу молекул середовища. Розрахунки показують, що при $d \approx 0,1 \mu\text{м}$ частинки не осідають, а спостерігається лише хаотичний броунівський рух частинок[1,2].

Швидкість осідання частинок неколової форми менше швидкості осідання колових частинок. Для не колових частинок у розрахункових формулах використовують еквівалентний діаметр d_e , який визначають за

об'ємом $V_{\text{ч}}$ або масі $G_{\text{ч}}$ частинки.

При відстоюванні стічних вод спостерігається стиснене осідання, яке супроводжується зіткненням частинок, тертя між ними та зміна швидкостей великих і малих частинок. Швидкість стисненого осідання менша від швидкості вільного осідання в результаті виникнення вихідного потоку рідини та збільшення в'язкості середовища[1,2].

Швидкість осідання полідисперсної системи неперервно змінюється з часом. Внаслідок агрегації частинок вона може змінюватися в декілька разів у порівнянні з теоретичною. Можливість до агрегації залежить від концентрації, форми, розміру і щільності завислих частинок, від співвідношення частинок різного розміру і в'язкості середовища[1].

Процес відстоювання використовують також для очищення виробничих стічних вод від нафти, масел, смол, жирів. Очищення від спливаючої суміші аналогічне осіданню твердих речовин. Різниця в тому, що щільність спливаючих частинок менша, ніж густина води. Для уловлювання частинок нафти використовують нафтовловлювачі, а для жирів – жировловлювачі [2].

Рух частинки легкої фази вгору викликає в стічній воді вторинні потоки, які зупиняють підйом. На процес розділу має вплив турбулентність, коагуляція і гідродинамічне комплексоутворення. При введенні стічної води в пастки може відбутися подрібнення легкої рідини при ударі потоку об поверхню, що супроводжується зміною тиску[2].

Відношення числа частинок легкої рідини визначеного розміру, які відстоялися до загального числа частинок цієї рідини називають ефектом відстоювання. Відстоювання стічних вод проводять в апаратах, які називають відстійниками або згущувачами. Розрізняють горизонтальні, радіальні, вертикальні, трубчасті, пластинчасті відстійники з похилими перегородками[2].

3.3. Відцентрове осідання домішок із стічних вод

Швидкість розділення неоднорідних систем у полі відцентрових сил вища у порівнянні із швидкістю розділення цих систем у полі сили тяжіння. Відношення відцентрової сили до сили тяжіння можна зробити порівнянням прискорень, які діють на частинки суміші у відцентровому та гравітаційному полях, оскільки як можна застосувати до частинки визначеної маси сили пропорційні прискоренням[2].

В загальному випадку відцентрова сила $P_{\text{ц}}(H)$ виражається рівністю[1]:

$$P_{\text{ц}} = \frac{m \cdot v_0^2}{r} = \frac{G \cdot v_0^2}{g \cdot r}, \quad (3.9)$$

де m - маса обертової частинки; G - вага частинки; v_0 - обертова швидкість обертання; r - радіус обертання.

Відношення відцентрового прискорення до прискорення сили тяжіння називають фактором розділення[2]:

$$K_p = \frac{v_0^2}{g \cdot r}. \quad (3.10)$$

Фактор розділення є важливою характеристикою гідроциклонів та центрифуг, так як, при інших рівних умовах, розділювальна дія при осідальному центрифугуванні збільшується пропорційно величині K_p .

Для очищення стічних вод використовують напірні та відкриті гідро циклони. Напірні гідро циклони застосовують для осідання твердих сумішей, а відкриті гідро циклони – для видалення суміші, яка осідає та спливає.

При обертанні рідини у гідро циклонах на частинки діють центр обіжні сили, які відкидають важкі частинки на периферію потоку, сили опору потоку, який рухається, гравітаційні сили та сили потоку. Сили інерції у потоці рідини незначні і ними можна знехтувати. При високих швидкостях обертання центр обіжні сили значно більші за силу тяжіння[1,2].

Крім фізичних властивостей рідини на ефективність роботи гідро циклонів впливають конструктивні параметри: діаметр апарату, співвідношення вхідного та зливних патрубків.

Гідроциклони малого діаметра об'єднують в загальний агрегат, в якому вони працюють паралельно. Такі апарати називають мультигідроциклонами. Мультигідроциклони більш ефективні при очищенні невеликої кількості води від тонкодисперсійних сумішей[1,2].

Відкриті гідроциклони застосовують для очищення стічних вод від крупної суміші. Від напірних гідроциклонів, вони відрізняються більшою продуктивністю та меншим гідравлічним опором[1].

Для знищення опадів із стічних вод використовуються відстійні та фільтруючі центрифуги. У відстійних центрифугах із суцільними стінками ротора відбувається розділ суспензій та емульсій за принципом відстоювання. Розділення у відстійних центрифугах складається із стадій осідання твердих частинок на стінках ротора та щільності утворившого осаду. Перша з цих стадій протікає за законами гідродинаміки, друга - по закономірностях механіки ґрунтів (пористих середовищ). При малій концентрації твердих частинок в стічній воді (не більш 4% об.) спостерігається вільне осідання їх у роторі без утворення чіткої поверхні розділу між чистою рідиною і ще не розшарованою суспензією. При підвищеній концентрації утворюється чітка межа розділу внаслідок обмеженого осідання твердих частинок. Внаслідок неоднорідності по

радіусу інтенсивності поля відцентрових сил і площі осідання закономірності процесів осідання у відстійних центрифугах відрізняються від осідання у відстійниках[1,2].

Продуктивність відстійних центрифуг знижується порівняно з теоретичної внаслідок відставання швидкості обертання рідини від швидкості обертання ротора, нерівномірності течії рідини вздовж ротора, утворення вихрових зон, що затягують частинки, які осіли.

3.4. Фільтрування стічних вод

При процесі очищення стічних вод доводиться мати справу з великою кількістю води, тому застосовують фільтри, для роботи яких не вимагається високих тисків. Виходячи з цього, використовують фільтри з сітчастими елементами (мікрофільтри і барабанні сітки) і фільтри з фільтруючим зернистим шаром[2].

Механізм вилучення часток з води на фільтрах із зернистим перегородкою[1,2]:

- 1) проціджування з механічним вилученням частинок;
- 2) гравітаційне осідання;
- 3) інерційне захоплення;
- 4) хімічна адсорбція;
- 5) фізична адсорбція;
- 6) адгезія;
- 7) коагуляційне осідання;
- 8) біологічне вирощування.

В загальному випадку ці механізми можуть діяти спільно, і процес фільтрування складається з 3-х стадій:

- 1) перенесення частинок на поверхню речовини, утворюючого шару;
- 2) прикріплення до поверхні;
- 3) відривання від поверхні.

За характером механізму затримування зважених частинок розрізняють 2 види фільтрування:

- 1) фільтрування крізь плівку (осад) забруднюючих речовин, що утворюються на поверхні зерен завантаження;
- 2) фільтрування без утворення плівки забруднюючих речовин.

У першому випадку затримуються частинки, розмір яких більший від пор матеріалу, а потім утворюється шар забруднюючих речовин, який є також фільтруючим матеріалом. Такий процес характерний для повільних фільтрів, які працюють при малих швидкостях фільтрування. У другому випадку фільтрування відбувається в товщі шару завантаження, де частинки затримуються на зернах фільтруючого матеріалу адгезійними силами. Такий процес характерний для швидкісних фільтрів. Величина сил

адгезії залежить від розміру і форми зерен, від шорсткості поверхні та її хімічного складу, від швидкості потоку і температури рідини, від властивостей домішок[1].

При рівності числа часток, що надходять в одиницю часу на поверхню фільтруючого шару і покидають її, настає насичення поверхні і вона перестає освітлювати стічні води.

Важливими характеристиками пористого середовища є пористість і питома поверхня. Пористість залежить від структури пористого середовища і пов'язана з розміром зерен, а також і з їх формою і укладанням[1].

Питома поверхня шару визначається не тільки пористістю, але і пористістю окремих зерен, а також залежить від форми зерен[1].

Зважені речовини при проходженні через шар матеріалу зменшують пористість і змінюють поверхню. Опір фільтруючого шару зростає по мірі проходження стічної води[1].

Фільтри з зернистим шаром поділяються на повільні і швидкісні, відкриті і закриті. Висота шару у відкритих фільтрах дорівнює від 1 до 2 м, у закритих від 0,5 до 1 м. Напор води в закритих фільтрах створюється насосами[1].

Повільні фільтри використовують для фільтрування некоагулюємих стічних вод. Швидкість фільтрування залежить від концентрації завислих частинок: до 25 мг/л швидкість беруть 0,2-0,3 м/год; при 25-30 мг/л - 0,1-0,2 м/ч[1].

Швидкісні фільтри бувають одно-і багат шаровими. У одношарового фільтра шар складається з одного і того ж матеріалу, у багат шарових - з різних матеріалів (наприклад, з антрациту і піску) [2].

Вибір типу фільтра для очищення стічних вод залежить від кількості фільтрівної води, концентрації забруднюючих речовин та ступеня їх дисперсності, фізико-хімічних властивостей твердої і рідкої фаз і від необхідного ступеня очищення.

3.5. Фізико-хімічні методи очищення стічних вод

До фізико-хімічних методів очищення стічних вод відносять коагуляцію, флотацію, адсорбцію, іонний обмін, екстракцію, ректифікацію, випаровування, дистиляцію, зворотний осмос і ультрафільтрацію, кристалізацію, десорбцію та ін. Ці методи використовують для видалення із стічних вод тонкодисперсних завислих твердих і рідких частинок, розчинних газів, мінеральних і органічних речовин[1,2].

Використання фізико-хімічних методів для очищення стічних вод порівняно з біохімічним має ряд переваг[1]:

- 1) можливість видалення із стічних вод токсичних, біохімічно

- неокислювальних органічних забруднювальних речовин;
- 2) досягнення більш глибокого та стабільного ступеня очищення;
 - 3) менші розміри споруд;
 - 4) менша чутливість до змін навантаження;
 - 5) можливість повної автоматизації; більш глибоке вивчення кінетики деяких процесів, а також питань моделювання, математичного опису і оптимізації, що важливо для правильного вибору і розрахунку апаратури;
 - 6) методи, не пов'язані з контролем за діяльністю живих організмів;
 - 7) можливість рекуперації речовин.

Вибір того чи іншого методу очищення (або декількох методів) виробляють з урахуванням санітарних і технологічних вимог, що ставляться до очищених виробничих стічних вод з метою подальшого їх використання, а також з урахуванням кількості стічних вод і концентрації забруднюючих речовин в них.

3.6. Коагуляція і флокуляція забруднень стічних вод

Для прискорення відстоювання використовують коагуляцію частинок, тобто укрупнення їх за допомогою коагулянтів, які вводяться в суспензію, в результаті чого під дією молекулярних сил зчеплення, відбувається злипання дрібних частинок у великі конгломерати (пластівці, флокули) [2].

Коагуляція - це процес укрупнення дисперсних частинок в результаті їх взаємодії і об'єднання в агрегати. В очищенні стічних вод її застосовують для прискорення процесу осідання тонкодисперсних домішок і емульгованих речовин. Коагуляція найбільш ефективна для видалення з води колоїдно-дисперсних частинок, тобто частинок розміром від 1 до 100 мкм. Коагуляція може відбуватися спонтанно або під впливом хімічних і фізичних процесів. В процесі очищення стічних вод коагуляція відбувається під впливом доданих до них спеціальних речовин - коагулянтів. Коагулянти у воді утворюють пластівці гідроксидів металів, які швидко осідають під дією сили тяжіння. Пластівці мають здатність вловлювати колоїдні і завислі частинки й агрегувати їх. Так як колоїдні частинки мають слабкий негативний заряд, а пластівці коагулянтів - слабкий позитивний заряд, то між ними виникає взаємне тяжіння [2,5].

Для колоїдних частинок характерне утворення на поверхні частинок подвійного електричного шару. Одна частина подвійного шару фіксована на поверхні розділу фаз, а інша створює хмару іонів, тобто одна частина подвійного шару є нерухомою, а інша рухомою (дифузний шар). Різниця потенціалів, що виникає між нерухомою і рухомою частинами шару (в об'ємі рідини) називається дзета-потенціалом або електрокінетичним потенціалом, відмінним від термодинамічного потенціалу, який являє собою різницю потенціалів між поверхнею частинок і рідиною. Дзета-

потенціал залежить як від термодинамічного потенціалу так і від товщини подвійного шару. Його значення визначає величину електростатичних сил відштовхування частинок, які оберігають частинки від злипання одна з одною. Малий розмір колоїдних частинок забруднюючих речовин і негативний заряд, розподілений на їх поверхні, обумовлює високу стабільність колоїдної системи. Щоб викликати коагуляцію колоїдних частинок, необхідно знизити величину їх дзета-потенціалу до критичного значення додаванням іонів, які мають позитивний заряд. Таким чином, при коагуляції відбувається дестабілізація колоїдних частинок внаслідок нейтралізації їх електричного заряду. Ефект коагуляції залежить від валентності іона коагулянту, що несе заряд, протилежний знаку заряду частинок. Чим вище валентність, тим більш ефективна коагулююча дія[1,2].

Для початку коагуляції частинки повинні наблизитися одна до одної на відстань, при якій між ними діють сили тяжіння і хімічної спорідненості. Зближення частинок відбувається в результаті броунівського руху, а також при ламінарному або турбулентному русі потоку води. Коагулюючою дією солей є результат гідролізу, який відбувається слідом за розчиненням.

Вибір коагулянту залежить від його складу, фізико-хімічних властивостей і вартості, концентрації домішок у воді, від рН і сольового складу води.

Швидкість коагуляції залежить від концентрації електроліту. При малих концентраціях електроліту ефективність зіткнення частинок, тобто відношення числа зіткнень, що закінчилися злипанням, до загального числа зіткнень, близька до нуля ($y = 0$). В міру зростання концентрації швидкість коагуляції збільшується, але не всі зіткнення закінчуються злипанням частинок - таку коагуляцію називають повільною[2].

В полідисперсних системах коагуляція відбувається швидше, ніж в монодисперсних, оскільки великі частинки при осіданні захоплюють за собою більш дрібні. Форма частинок також впливає на швидкість коагуляції.

Крім коагулянтів до освітлювання рідини додають невеликі кількості флокулянтів, що сприяють злипанню агрегативно нестійких твердих частинок.

Флокуляція - процес агрегації зважених частинок при додаванні в стічну воду високомолекулярних сполук, які називаються флокулянтами. На відміну від коагуляції при флокуляції агрегація відбувається не тільки при безпосередньому контакті частинок, але і в результаті взаємодії молекул адсорбованого на частинках флокулянту[1,2,5].

Флокуляцію проводять для інтенсифікації процесу утворення пластівців гідроксидів алюмінію і заліза з метою підвищення швидкості їх осідання. Використання флокулянтів дозволяє знизити дози коагулянтів,

зменшити тривалість процесу коагуляції і підвищити швидкість осідання пластівців, які утворилися [2].

Для очищення стічних вод використовують природні та синтетичні флокулянти. До природних флокулянтів належить крохмаль, ефіри, целюлози та ін. Механізм дії флокулянтів заснований на явищі адсорбції молекул реагенту на поверхні колоїдних частинок, утворення сітчастої структури молекул реагенту, на злипанні колоїдних частинок за рахунок сил Ван-дер-Ваальса. При дії флокулянтів між колоїдними частинками утворюються тривимірні структури, здатні до більш швидкого і повного відокремлення від рідкої фази[1,2].

3.7. Очищення флотації стічних вод

Флотація - процес молекулярного прилипання частинок флотуємого матеріалу до поверхні розділу газу і рідини, обумовлений надлишком вільної енергії поверхневих граничних шарів, а також поверхневими явищами змочування[5].

Флотацію застосовують для видалення зі стічних вод нерозчинних дисперсійних домішок, які самочинно погано відстоюються, а також для видалення розчинених речовин, наприклад, поверхнево-активних речовин (ПАР). Процес очищення стічних вод від ПАР називають пінної сепарацією або пінним концентруванням. Флотацію застосовують для очищення стічних вод нафтопереробних виробництв, штучного волокна, целюлозно-паперового, шкіряного, харчових, хімічних виробництв. Її використовують також для виділення активного мулу після біохімічного очищення[1,2].

Перевагами флотації є неперервність процесу, широкий діапазон застосування, невисокі капітальні та експлуатаційні витрати, проста апаратура, селективність виділення домішок, велика швидкість процесу у порівнянні з відстоюванням, можливість отримання шламу більш низької вологості, висока ступінь очищення, можливість рекуперації видалених речовин. Флотація супроводжується також аерацією стічних вод, зниженням концентрації ПАР і легкоокислювальних речовин, бактерій та мікроорганізмів[1].

Процес очищення стічних вод, що містять ПАР, нафтопродукти, масла, волокнисті матеріали, методом флотації, полягає в утворенні комплексів "частинки - бульбашки", спливання цих комплексів і видалення утвореного пінного шару з поверхні оброблюваної рідини[1].

Прилипання до поверхні частинки газового пухирця можливо тільки тоді, коли спостерігається незмочування або погане змочування частинки рідиною.

Зовнішнім проявом здатності рідини до змочування є величина поверхневого натягу на межі з газовою фазою, а також різниця

полярностей на межі рідкої та твердої фаз. Процес флотації йде ефективно при поверхневому натягу води не більше 60.65 мН/м. Чим більший кут, тим більша гідрофобія поверхні частинки, тобто збільшується ймовірність прилипання до неї і міцність утримання на її поверхні повітряних бульбашок. Такі частинки мають малу змочуваність і легко флотуються[1].

Елементарний акт флотації полягає в наступному: при зближенні піднімаючої у воді бульбашки повітря з твердою гідрофобною частинкою розділяючий їх прошарок води проривається при деякій критичній товщині і відбувається злипання бульбашки з частинкою. Потім комплекс "бульбашка-частинка" піднімається на поверхню води, де бульбашки збираються і виникає пінний шар з більш високою концентрацією частинок, ніж у вихідній стічній воді[1,2].

При закріпленні бульбашки утворюється трифазний периметр-лінія, що обмежує площу прилипання бульбашки і є кордоном трьох фаз - твердої, рідкої і газоподібної[1].

ПАР - (реагенти-збирачі), адсорбуючись на частинках, що знижують їх змочуваність, тобто є гідрофобними. В якості реагентів - збирачів використовують масла, жирні кислоти і їх солі, ксантогенати, алкілсульфати, аміни. Підвищення гідрофобності частинок можна досягти також адсорбцією молекул розчинених газів на їх поверхні[1,2].

Ефект поділу флотацією залежить від розміру і кількості бульбашок повітря. При цьому необхідний високий ступінь насичення води бульбашками, або великий вміст газу. Підвищення концентрації домішок збільшує ймовірність зіткнення і прилипання частинок до бульбашок. Для стабілізації розмірів бульбашок в процесі флотації вводять різні піноутворювачі, які зменшують поверхневу енергію розділу фаз: соснове масло, феноли, алкілсульфат натрію, які мають узагальнюючі та піноутворюючі властивості[1].

Розрізняють такі способи флотаційної обробки стічних вод[1]:

- з виділенням повітря з розчинів;
- з механічним диспергуванням повітря;
- з подачею повітря крізь пористі матеріали;
- електрофлотацію;
- хімічну флотацію.

Флотація з виділенням повітря з розчину. Цей спосіб застосовують для очищення стічних вод, які містять дуже дрібні частинки забруднюючих речовин. Сутність способу полягає у створенні пересиченого розчину повітря в стічній рідині. При зменшенні тиску із розчину виділяються бульбашки повітря, які флотують забруднюючі речовини. В залежності від способу створення перенасиченого розчину повітря у воді розрізняють, вакуумну, напірну і ерліфтну флотацію[1].

При *вакуумній флотації* - стічну воду попередньо насичують повітрям при атмосферному тискові в аераційній камері, а потім направляють у флотаційну камеру, де вакуум-насосом підтримується розрідження 29,9...39,3 кПа (225...300 мм рт.ст). Найдрібніші бульбашки, які виділяються в камері виносять частину забруднюючих речовин. Процес флотації триває близько 20 хвилин. Перевагами цього способу є: утворення бульбашок газу і їх злипання з частинками відбувається в спокійному середовищі, що зводить до мінімуму ймовірність руйнування агрегатів "бульбашка-частинка"; витрата енергії на процес мінімальна. Недоліки: незначний ступінь насичення стоків бульбашками газу, тому цей спосіб не можна застосовувати при високій концентрації зважених частинок (не більше 250-300 мг/л); необхідність створювати герметично закриті флотатори і розміщувати в них скребкові механізми[1].

Напірні флотаційні установки мають більше поширення, ніж вакуумні. Вони прості і надійні в експлуатації. Напірна флотація дозволяє очищати стічні води. Для збільшення ступеня очищення у воду додаються коагулянти. Апарати напірної флотації забезпечують порівняно з нафтопастками у 5-10 разів менше залишковий вміст забруднень та мають у 5-10 разів менші габарити[1]. Процес здійснюється в дві стадії[1]:

- 1) насичення води повітрям під тиском;
- 2) виділення розчиненого газу під атмосферним тиском.

У разі необхідності одночасного окислення забруднень, воду насичують повітрям, збагаченим киснем або азотом. Для усунення процесу окислення замість повітря на флотацію подають інертні гази.

Ерліфтні установки застосовують для очищення стічних вод хімічної промисловості. Вони прості щодо устаткування, витрата енергії на проведення процесу в них в 2,4 рази менше, ніж у напірних установках. Недолік цих установок - необхідність розміщення флотаційних камер на великій висоті[1].

Флотація з механічним диспергуванням повітря. Механічне диспергування повітря у флотаційних машинах забезпечується турбінками насосного типу - імпеллера, що представляють собою диск з радіальними, оберненими вгору, лопатками. Такі установки застосовуються для очищення стічних вод з високим вмістом завислих частинок. Ступінь подрібнення вихрових газових потоків на бульбашки і ефективність очищення залежать від швидкості обертання імпелера: чим більша швидкість, тим менша бульбашка і тим більша ефективність процесу[1].

Пневматичні установки застосовують для очищення стічних вод, що містять розчинені домішки, агресивні до рухомих механізмів. Подрібнення бульбашок повітря досягається при пропусканні його через спеціальні сопла з отворами діаметром 1-1,2 мм, з тиском перед ними 0,3-0,5 МПа. Швидкість потоку повітря на виході з сопла 100-200 м/с. Тривалість флотації - в межах 15-20 хв[1].

Флотація за допомогою пористих пластин. При пропусканні повітря крізь керамічні пористі пластини або ковпачки, виходять дрібні бульбашки. Цей метод має наступні переваги: проста конструкція флотаційної камери; менші витрати енергії через відсутність насосів, імPELLера. Недоліки способу: часте засмічення і заростання отворів пористого матеріалу; неоднорідність розмірів отворів пористого матеріалу[1].

3.8. Очищення стічних вод адсорбцією

Адсорбційне очищення води може бути регенеративною, тобто з витягом речовини з адсорбенту і його утилізацією, і деструктивною, при якій витягнуті з стічних вод речовини знищуються разом з адсорбентом.

У якості сорбентів використовують активне вугілля, синтетичні сорбенти і деякі відходи виробництва (золу, шлаки, тирса). Найбільш універсальними з адсорбентів є активне вугілля, але воно повинно мати певні властивості. Активне вугілля повинно слабо взаємодіяти з молекулами води і добре - з органічними речовинами, бути відносно крупнопористими, щоб їх поверхня була доступна для органічних молекул. При малому часу контакту з водою вони повинні мати високу адсорбційну ємність, високу селективність і малу утримуючу здатність при регенерації[2].

Речовини, які добре адсорбуються із водних розчинів активованим вугіллям, мають опуклу ізотерму адсорбції, а ті, що погано адсорбуються - увігнуту. Ізотерму адсорбції речовини, що міститься у стічній воді, визначають дослідним шляхом[2].

Якщо у стічній воді присутні кілька видобутих компонентів, то для визначення можливості їх спільної адсорбції для кожної речовини знаходять значення стандартної диференціальної вільної енергії.

Швидкість процесу адсорбції залежить від концентрації, фізико-хімічної природи і структури розчинених речовин, температури води, виду і властивостей адсорбенту. У загальному випадку процес адсорбції складається із трьох стадій: перенесення речовини із стічної води до поверхні зерен адсорбенту, власне адсорбційний процес, перенесення речовини всередині зерен адсорбенту. Лімітуючими стадіями процесу може бути зовнішня або внутрішня дифузія, або обидві ці стадії[2].

У зовнішній дифузійній області швидкість масопереносу визначається турбулентністю потоку рідини, яка залежить від швидкості руху рідини. У внутрішньо дифузійній області інтенсивність масопереносу залежить від виду і розмірів пор адсорбенту, від форм і розміру його зерен, від розміру молекул адсорбуючих речовин, від коефіцієнту масопровідності. Оптимальний процес адсорбції доцільно проводити при інтенсивних гідродинамічних режимах, щоб він лімітувався у внутрішньо

дифузійній області, опір якої можна знизити, змінюючи структуру адсорбенту, зменшуючи розміри зерна[2].

Процес адсорбційного очищення стічної води ведуть при інтенсивному перемішуванні адсорбенту з водою, при фільтруванні води через шар адсорбенту або псевдозрідженому шарі на установках періодичної і безперервної дії.

Статична одноступінчата адсорбція знаходить застосування у випадках, коли адсорбент дуже дешевий або є відходом виробництва. При використанні багатоступінчастої установки процес протікає при меншій витраті адсорбенту[1].

Адсорбовані речовини з вугілля вилучають десорбцією насиченим або перегрітою водяною парою, або нагрітим інертним газом. Температура перегрітого пару при надлишковому тиску 0,3-0,6 МПа дорівнює 200-3000 С, а температура інертних газів 120-1400 С. Витрата пари при відгонці легколеткої речовини дорівнює 2,5-3 кг на 1 кг відганяємої речовини, для висококиплячих – у 5-10 разів більша[1,2].

Після десорбції, пари конденсують і речовину вилучають з конденсату.

3.9. Іонний обмін в розчинах стічних вод

Іонообмінне очищення застосовується для вилучення із стічних вод важких металів (цинку, міді, хрому, нікелю, свинцю, ртуті, кадмію, ванадію, марганцю), а також сполук миш'яку, фосфору, ціаністих сполук і радіоактивних речовин. Метод дозволяє рекуперувати цінні речовини при високому ступені очищення води. Іонний обмін широко поширений при знесоленні в процесі водопідготовки[1].

Іонний обмін є процес взаємодії розчину з твердою фазою, що має властивості обмінювати іони, які містяться в ній, на інші іони, присутні в розчині. Речовини, що становлять цю тверду фазу, називаються іонітами. Вони практично не розчиняються у воді. Ті з них, які здатні поглинати з розчинів електролітів позитивні іони, є катіонітами, поглинати негативні іони - аніонітами. Катіоніти мають кислотні властивості, а аніоніти - основними властивостями. Якщо іоніти обмінюють і катіони і аніони, то їх називають амфотерними[1].

Поглиналина здатність іонітів характеризується обмінною ємністю, яка визначається числом еквівалентів іонів, що поглинаються одиницею маси або об'єму іоніту. Розрізняють повну, статичну і динамічну обмінні ємності. Повна ємність - це кількість речовини, що поглинається при повному насиченні одиниці об'єму або маси іоніту. Статична ємність - це обмінна ємність іоніту при рівновазі в даних робочих умовах. Статична обмінна ємність зазвичай менша ніж повна. Динамічна обмінна ємність - це ємність іоніту до "проскакування" іонів у фільтрат, що визначається в

умовах фільтрації. Динамічна ємність менша за статичну[1].

Іоніти бувають неорганічні (мінеральні) і органічні. Це можуть бути природні речовини або штучно отримані речовини.

До неорганічних природних іонітів відносяться цеоліти, глинисті мінерали, польові шпати, різні слюди. Органічні природні іоніти - це гумінові кислоти ґрунтів і вугілля. Вони виявляють слабокислотні властивості. Для посилення кислотних властивостей і обмінної ємності, вугілля подрібнюють і сульфірують в надлишку олеуму[1].

Сульфовуглі є дешевими поліелектролітами, що містять сильно - і слабокислотні групи. До недоліків таких іонітів відноситься їх мала хімічна стійкість і низька механічна міцність зерен, а також невелика обмінна ємність, особливо в нейтральних середовищах[1].

До органічних штучних іонітів відносяться іонообмінні смоли з розвиненою поверхнею. Вони мають найбільше практичне значення для очищення стічних вод. Синтетичні іонообмінні смоли являють собою високомолекулярні сполуки, вуглеводневі радикали яких утворюють просторову сітку з фіксованими на ній іонообмінними функціональними групами. Просторова вуглеводнева сітка (каркас) називається матрицею, а іони які обмінюються - протиіонами. Кожен протиіон з'єднаний з протилежно зарядженими іонами, які називаються фіксованими або анкерними. Полімерні вуглеводневі ланцюги, які є основою матриці, пов'язані (зшиті) між собою поперечними зв'язками, що надає міцність каркасу[1,2].

Іоніти, що містять однакові активні групи, називаються монофункціональними, а іоніти, які містять функціональні групи різної хімічної природи - поліфункціональними. Вони можуть мати змішані сильно - і слабоосновні властивості[1].

Катіоніти в якості протиіонів можуть містити іони водню, а іони металів, перебувати в сольовій формі. Точно так само і аніоніти можуть бути в сольовій формі, якщо в якості протиіонів вони не містять іони гідроксиду, а іони кислот. При нагріванні іонітів у воді і на повітрі можливе руйнування їх зерен, відщеплення активних груп, що призводить до зменшення їх ємності. Для кожної смоли є температурна межа, вище якої її не можна використовувати. Термічна стійкість аніонітів нижче, ніж катіонітів[1].

Селективність іонного обміну залежить від величини тиску набухання в порах смоли і від розміру пір іоніту. При малому розмірі пір великі іони не можуть досягти внутрішніх активних груп. З метою підвищення селективності іонітів до певних металів до складу смоли вводять речовини, здатні створювати з іонами цих металів внутрішньокмплексні сполуки (хелати) [1].

Іонний обмін відбувається в еквівалентних відносинах і є найчастіше оборотним. Реакції іонного обміну протікають внаслідок різниці хімічних

потенціалів обмінюючих іонів. Реакція йде до встановлення іонообмінної рівноваги. Швидкість встановлення рівноваги залежить від зовнішніх і внутрішніх факторів: гідродинамічного режиму рідини; концентрації обмінюючих іонів; структури зерен іоніту; його проникненості для іонів[1].

Швидкість іонного обміну визначається самою повільною з цих стадій - дифузією в плівці рідини або дифузією в зерні іоніту. Хімічна реакція іонного обміну відбувається швидко і не визначає загальну швидкість процесу.

Функціональну залежність протиіонного складу іоніту від протіоіонного складу зовнішнього розчину при постійних температурі і тиску називають ізотермою іонного обміну. Форма ізотерми іонного обміну залежить від величини коефіцієнту селективності[1].

Катіоніти регенерують 2,8 – відсотковими розчинами кислот. Регенераційні розчини - елюати містять катіони. Потім після розпушування і промивання катіоніти заряджаються шляхом пропускання через них розчину кухонної солі. Елюати містять у сконцентрованому вигляді всі витягнуті із стічних вод аніони. Елюати, що представляють собою розчини кислот і лугів, нейтралізують або обробляють з метою рекуперації цінних продуктів. Нейтралізацію проводять шляхом змішування кислих і лужних елюатів, а також додатковим введенням кислоти або лугу[1].

3.10. Очищення стічних вод екстракцією забруднювальних речовин

Очищення стічних вод екстракцією складається з трьох стадій. Перша стадія - суміш стічної води з екстрагентом (органічним розчинником). При цьому утворюються дві рідкі фази. Одна фаза - екстракт містить вилучену речовину і екстрагент, інша фаза - рафінат містить стічну воду і екстрагент. Друга стадія - поділ екстракту і рафінату; третя стадія - регенерація екстрагенту з екстракту і рафінату. При виборі розчинника слід враховувати його селективність, фізико-хімічні властивості, вартість і можливі способи регенерації[2].

Екстрагент повинен[1]:

- розчиняти вилучену речовину значно краще, ніж вода, тобто мати високий коефіцієнт розподілу;
- мати велику селективність розчинення, тобто чим менше екстрагент буде розчиняти компоненти, які повинні залишитися в стічній воді, тим більш повно будуть вилучатися речовини, які необхідно видалити;
- мати, по можливості, найбільшу розчинюючу здатність по відношенню до вилученого компонента, чим вона вище, тим менше буде потрібно екстрагенту;

- мати низьку розчинність у стічній воді і не утворювати стійких емульсій, т. к. Затрудняється розподіл екстракту і рафінату;
- значно відрізнятися за щільністю від стічної води, для забезпечення швидкого і повного поділу фаз;
- мати великий коефіцієнт дифузії; чим він більше, тим вища швидкість масообміну;
- регенеруватися простим і дешевим способом;
- мати температуру кипіння, яка відрізняється від температури екстрагуємої речовини;
- мати невелику питому теплоту випаровування і невелику теплоємність;
- не взаємодіяти з вилученими речовинами, т. к. це може затруднювати регенерацію екстрагенту;
- не бути шкідливим, вибухо - і вогнебезпечним і не викликати корозії матеріалу апаратів;
- мати невелику вартість.

Швидкість подачі екстрагенту в стічну воду повинна бути мінімальною. Вона залежить від ступеня очищення і коефіцієнта розподілу, який виражається відношенням розчиненої речовини в екстрагенті і воді. Цей вираз є законом рівноважного розподілу і характеризує динамічну рівновагу між концентраціями екстрагуємої речовини в екстрагентів і воді при даній температурі[2].

Коефіцієнт розподілу встановлюють дослідним шляхом, він залежить від природи компонентів системи. вмісту домішок у воді та екстрагентів і температури. Це співвідношення справедливе, якщо екстрагент зовсім не розчиняється у стічній воді. Однак екстрагент частково розчиняється в стічній воді, тому коефіцієнт розподілу буде залежати не тільки від температури, але й від концентрації речовини, що витягується в рафінат, тобто буде величиною змінною[1,2].

При одночасній екстракції декількох речовин зі стічної води екстрагент не повинен мати селективність вилучення, а мати близькі й досить високі коефіцієнти розподілу для всіх видобутих речовин. Проведення такого процесу очищення ускладнює вибір екстрагенту і його регенерацію[1].

Регенерація екстрагенту може проводитись із застосуванням вторинної екстракції - з іншим розчинником, а також випаровуванням, дистиляцією, хімічною взаємодією або осіданням[1].

Так як абсолютно нерозчинних у воді рідин немає, то в процесі екстракції частина екстрагенту розчиняється в стічній воді, тобто він стає новою її забруднюючою речовиною, тому необхідно видаляти екстрагент із рафінату. Втрати розчинника з рафінатом припустимі лише за умови його розчиненості у воді не вище ГДК, але тільки при дуже низькій вартості. Найбільш поширеним способом вилучення розчинника із

рафінату є адсорбція або вигонка парою (газом) [1,2].

Для очищення стічних вод найбільш часто застосовують процеси протиструминної багатоступінчастої екстракції і безперервної протиструминної екстракції.

Свіжий екстрагент і стічна вода надходять з протилежних сторін. По-перше стічна вода з невеликим вмістом домішок перемішується зі свіжим екстрагентом, а в останньому етапі вихідна стічна вода змішується з екстрагентом, який вже містить значну кількість вилученої речовини. Такий рух потоків сприяє створенню великої рушійної сили процесу екстракції та ефективного очищення стічних вод[1].

3.11. Зворотний осмос і ультрафільтрація в розчинах стічних вод

Зворотним осмосом і ультрафільтрацією називають процеси фільтрування розчинів через напівпроникні мембрани, які вибірково пропускають розчинник і повністю або частково затримують молекули розчинених в них речовин, під тиском, що перевищує осмотичний тиск[5].

У основі цих методів лежить явище осмосу - мимовільного переходу розчинника (води) в розчин крізь напівпроникну мембрану. Тиск π в розчині, що змушує розчинник переходити крізь мембрану, називають осмотичним. Створивши над розчином тиск p_1 , який дорівнює осмотичному, осмос зупиняється і настає стан рівноваги. Якщо над розчином створити додатковий тиск p_2 , що перевищує осмотичний тиск π на величину Δp , то перехід розчинника буде відбуватися у зворотному напрямку і тоді процес називають зворотним осмосом[1].

Величина осмотичного тиску π для розчинів визначається за рівнянням Вант-Гоффа[1]:

$$\pi = \beta \cdot R \cdot T \frac{C}{M}, \quad (3.11)$$

де $\beta = (1 + \alpha)$ - коефіцієнт Вант-Гоффа; α - ступінь дисоціації розчиненої речовини; R - газова стала; T - абсолютна температура розчину; C - концентрація розчиненої речовини; M - молекулярна маса розчиненої речовини.

Механізм фільтрування через пористу мембрану пояснюється тим, що пори такої мембрани досить великі, щоб пропускати молекули розчинника, але занадто малі, щоб пропускати молекули розчинених речовин. При зворотному осмосі відокремлюються частинки (молекули), розміри яких не перевищують розмірів молекул розчинника. В процесі ультрафільтрування мембраною затримуються високомолекулярні речовини, а низькомолекулярні речовини і розчинник вільно проходять через пори мембрани. При зворотному осмосі мембраною затримуються як високомолекулярні речовини, так і більша частина низькомолекулярних

речовин, а проходить крізь пори мембрани тільки майже чистий розчинник[1].

Зворотний осмос і ультрафільтрування принципово відрізняються від звичайного фільтрування. Якщо при звичайному фільтруванні осад відкладається на фільтрувальній перегородці, то при зворотному осмосі і ультрафільтруванні утворюється два розчини, один з яких збагачений розчиненою речовиною. Зворотний осмос широко використовується для знесолення води в системах водопідготовки теплоелектроцентралій (ТЕЦ) та підприємств з виробництва напівпровідників, кінескопів, медикаментів, для очищення деяких промислових і міських стічних вод[1,2].

Механізм зворотного осмосу полягає в тому, що мембрани збирають воду, яка в поверхневому шарі не має розчинювальної здатності, і через пори мембрани буде проходити тільки чиста вода, незважаючи на те, що розмір багатьох іонів забруднюючих речовин менший, ніж розмір молекул води. Це пояснюється явищем адсорбції молекул води біля поверхні мембрани[1].

При ультрафільтрації розчинені речовини затримуються на мембрані тому, що розмір молекул їх більший, ніж розмір пор, або внаслідок великого тертя їх молекул об стінки пор мембрани[2].

Ефективність процесу залежить від властивостей мембран. Вони повинні мати високу селективність, велику прозорість, стійкість до дії середовища, постійність характеристик у процесі експлуатації, достатньо механічну міцність, низьку вартість[1].

Для проведення процесу застосовують непористі - динамічні та дифузійні мембрани, що представляють собою квазігомогенні гелі, і пористі мембрани у вигляді тонких плівок, виготовлені з полімерних матеріалів. Найбільш поширені полімерні мембрани з ацетатцелюлози, поліетилену, політетрафторетилену, пористого скла[1].

Процес мембранного розділення залежить від тиску, гідродинамічних умов і конструкції апарату, фізико-хімічної природи та концентрації стічних вод, вмісту в них домішок, від температури. Збільшення концентрації розчину призводить до зростання осмотичного тиску розчинника, підвищення в'язкості розчину і зростання концентрації поляризації, тобто до зниження проникності та селективності[1].

Переваги методу: відсутність фазових переходів при відокремленні домішок; можливість проведення процесу при кімнатних температурах без застосування або з невеликими добавками хімічних реагентів; проста конструкція апаратури. Недоліки методу: явище концентраційної поляризації, тобто зростання концентрації розчиненої речовини біля поверхні мембрани, що призводить до зниження продуктивності установки, ступеня поділу компонентів і терміну служби мембран; проведення процесу при підвищених тисках, що потребує спеціальних ущільнень апаратури[1].

Природа розчиненої речовини впливає на селективність. При однаковій молекулярній масі неорганічні речовини затримуються на мембрані краще, ніж органічні. З підвищенням тиску питома продуктивність мембрани збільшується. Однак при високих тисках відбувається ущільнення матеріалу мембран, що викликає зниження проникності, тому для кожного виду мембран встановлюють максимальний робочий тиск. З ростом температури збільшується проникність мембран, але при цьому підвищується осмотичний тиск, який зменшує проникність; також починається усаджування та стягування пір мембрани, що також знижує проникність; зростає швидкість гідролізу, скорочуючи термін служби мембран. Наприклад, ацетатцелюлозні мембрани при 50°C руйнуються, тому необхідно працювати при температурі 20...30°C[1].

Конструкція апаратів для проведення процесів зворотного осмосу і ультрафільтрації повинна забезпечувати більшу поверхню мембран в одиниці об'єму, механічну міцність і герметичність. За способом укладання мембран апарати поділяються на чотири основні типи[1]:

- 1) фільтр-прес з плоскопаралельними фільтрувальними пристроями;
- 2) трубчасті фільтруючі елементи;
- 3) рулонні або спіральні елементи;
- 4) мембрани у вигляді порожнистих волокон.

3.12. Десорбція, дезодорація і дегазація розчинених домішок

Багато стічної води забруднюється леткими неорганічними і органічними домішками.

При пропусканні повітря або іншого інертного малорозчинного у воді газу (азот, діоксид вуглецю) крізь стічну воду летючий компонент дифундує у газову фазу.

Десорбція зумовлена більш високим парціальним тиском газу над розчином, ніж в навколишньому повітрі. Рівноважний парціальний тиск видаленого газу знаходять за законом Генрі. Кількість речовини, що перейшла з рідкої фази в газову, визначають за рівнянням масопередачі[1]:

$$M = K_y \cdot F \cdot \Delta C_{cp} , \quad (3.12)$$

де K_y - коефіцієнт масопередачі; F - поверхня контакту фаз; ΔC_{cp} - середня рухома сила процесу десорбції.

Ступінь видалення летких речовин із стічної води збільшується з ростом температури газорідної суміші, коефіцієнту масовіддачі і поверхні контакту фаз. Десорбуюча із води речовина направляється на адсорбцію або на каталітичне спалювання[1].

Дезодорування проводять для очищення стічних вод, які погано тхнуть. Для цього можна використовувати аерацію, хлорування, ректифікацію, дистиляцію, обробку димовими газами, окислювання киснем під тиском, озонування, екстракцію, адсорбцію та мікробіологічне окислення[1,2].

Найбільш ефективним вважається метод аерації, який полягає у продуванні повітря через стічну воду. Недолік методу полягає в тому, що деякі забруднюючі речовини не видаляються методом аерації і залишаються в стічній воді. Стічні води, які погано тхнуть, очищають також продуванням гострою парою[1].

Промислове застосування має і хлорування стічних вод, які погано тхнуть. При цьому відбувається окислення хлором сірководневих сполук.

Очищення стічних вод від сірководню проводять також окисненням киснем повітря при атмосферному тискові у присутності каталізатора (залізна стружка, графітові матеріали) [2].

Високий ступінь очищення досягається при використанні рідкофазного окислення сірчастих речовин киснем повітря під тиском. Сірководень з води можливо видалити гідроксидом заліза, в лужному і нейтральному середовищі[2].

Більш ефективно відбувається очищення при одночасному введенні у воду озону та діоксиду хлору та фільтруванні води через шар активного вугілля[1,2].

Дегазацією видаляють з води розчинені гази, яку здійснюють хімічними, термічними і десорбційними (аераційними) методами[1].

Найбільш повна дегазація досягається при розбризкуванні у вакуумі і одночасному підігріванні води[1].

При термічній дегазації води від розчиненого діоксиду вуглецю або кисню пропускають пар через воду і нагрівають її до температури кипіння при зовнішньому тискові. У цьому випадку парціальний тиск газу над водою знижується до нуля і розчинність його також падає до нуля. Внаслідок порушення рівноваги в системі відбувається виділення надлишкових газів з води (фізична десорбція). Для інтенсивної дегазації необхідно, щоб вода безперервно контактувала з новими порціями пару при великій поверхні контакту фаз протягом достатнього часу. Температура води повинна бути близька до температури насиченої пари при даному тискові[1].

Аміак із стічних вод видаляють продуванням водяною парою або повітрям. Швидкість переходу газоподібного аміаку з води в атмосферу залежить від поверхневого натягу на межі повітря-вода і від різниці концентрацій аміаку у воді і повітрі[1].

Хімічні методи дегазації застосовують при низькій концентрації газів у воді або у разі недоцільності їх використання, а також за умови, що продукти обробки не ускладнюють подальше очищення або використання

води. Методи ґрунтуються на проведенні реакцій, в результаті яких відбувається хімічне зв'язування розчинених газів[1].

3.13. Електрохімічні методи очищення стічних вод

Для очищення стічних вод від різних розчинних і диспергованих домішок застосовуються процеси анодного окислення і катодного відновлення, електрокоагуляції, електрофлокуляції і електродіалізу. Всі ці процеси протікають на електродах при проходженні через стічну воду постійного електричного струму. Електрохімічні методи дозволяють витягувати зі стічних вод цінні продукти при відносно простій технологічній схемі очищення, без використання хімічних реагентів. Основним недоліком цих методів є велика витрата електроенергії. Очищення стічних вод електрохімічними методами можна проводити періодично або безперервно[1,2].

Ефективність електрохімічних методів оцінюється густиною струму, напругою, коефіцієнтом корисного використання напруги, виходом за струмом, виходом енергії.

В електролізері на позитивному електроді – аноді, іони віддають електрони, тобто протікає реакція електрохімічного окислення; на негативному електроді – катоді, відбувається приєднання електронів, тобто протікає реакція відновлення[1].

В якості анодів використовують електрохімічні нерозчинні матеріали: графіт, магнетит, діоксид свинцю, марганцю та рутенію, які наносять на титанову основу[1].

Крім основних процесів електроокислення і відновлення одночасно можуть протікати електрофлотація, електрофорез і електрокоагуляція.

При використанні нерозчинних електродів коагуляція може відбуватися в результаті електрофоретичних явищ і розряду заряджених частинок на електродах, утворенні у розчині речовин, що руйнують сольватні оболонки на поверхні частинок забруднюючих речовин. Такий процес можна використовувати для очищення стічних вод при невисокому вмісті колоїдних частинок і низькій стійкості забруднюючих речовин[1].

Для очищення промислових стічних вод, що містять високостійкі забруднюючі речовини, проводять електроліз з використанням розчинних сталевих або алюмінієвих анодів. Під дією струму відбувається розчинення металу, в результаті чого у воду переходять катіони заліза або алюмінію, які, зустрічаючись з гідроксильними групами, утворюють гідроксиди металів у вигляді пластівців, і настає інтенсивна коагуляція[1,2,21].

Переваги електрокоагуляції: відсутність потреби в реагентах, мала чутливість до зміни умов процесу очищення, отримання шламу з хорошими структурно-механічними властивостями. Недолік методу -

підвищена витрата металу і електроенергії[1].

Електрофлотація. У цьому процесі очищення стічних вод проходить за допомогою бульбашок газу, що утворюються при електролізі води. На аноді виникають бульбашки кисню, а на катоді - водень. При використанні розчинних електродів відбувається утворення пластівців коагулянтів і бульбашок газу, що сприяє більш ефективній флотації[1,2].

Електродіаліз. Процес очищення стічних вод електродіалізом базується на поділі іонізованих речовин під дією електрорушійної сили, створеної в розчині по обидві сторони мембран. Цей процес широко використовують для опріснення солоної води[1,2].

При використанні електрохімічно активних (іонообмінних) діафрагм ефективність процесу підвищується і знижується витрата електроенергії. Іонообмінні мембрани проникні тільки для іонів, що мають заряд того ж знаку, що і у рухливих іонів.

Для знесолення води застосовують гомогенні і гетерогенні мембрани. Гомогенні мембрани являють собою порошок іоніту, змішаний зі сполучною речовиною. Мембрани повинні мати малий електричний опір[2].

Основним недоліком електродіалізу є концентраційна поляризація, що приводить до осідання солей на поверхні мембран і зниження показників очищення.

3.14. Хімічні методи очищення стічних вод

До хімічних методів очищення стічних вод відносять нейтралізацію, окислення і відновлення. Їх застосовують для видалення розчинних речовин у замкнутих системах водопостачання. Хімічне очищення проводять іноді як попередню перед біологічним очищенням або після неї як метод доочищення стічних вод[2].

3.14.1. Нейтралізація стічних вод

Нейтралізацію можна здійснювати різним шляхом: змішуванням кислих та лужних стічних вод, додаванням реагентів, фільтруванням кислих вод через нейтралізуючі матеріали, абсорбцією кислих газів лужними водами або абсорбцією аміаку кислими водами. В процесі нейтралізації можуть утворюватися опади[2].

При нейтралізації вапняним молоком стічних вод, що містять сірчану кислоту, в осад випадає гіпс $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, що викликає відкладення його на стінках трубопроводів[2].

Для нейтралізації лужних стічних вод використовують різні кислоти або кислі гази. Застосування кислих газів дозволяє не лише нейтралізувати стічні води і одночасно проводити очищення самих газів від шкідливих

компонентів[2].

Нейтралізація лужних вод димовими газами є ресурсозберігаючою технологією, т. к. при цьому ліквідується скидання стічних вод, скорочується споживання свіжої води, економиться теплова енергія на підігрів свіжої води, а також димові гази очищаються від кислих компонентів і від пилу[1].

3.14.2. Окислення забруднювальних речовин стічних вод

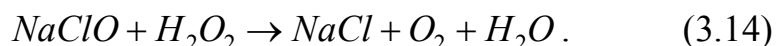
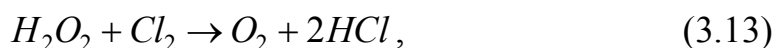
Для очищення стічних вод використовують такі окислювачі: газоподібний і розріджений хлор, діоксид хлору, хлорат кальцію, гіпохлорити кальцію і натрію, перманганат калію, біхромат калію, пероксид водню, кисень повітря, озон, і ін[1,2]. В процесі окислення токсичні забруднюючі речовини, які містяться в стічних водах, в результаті хімічних реакцій переходять у менш токсичні, які видаляють із води.

Активність речовини як окислювача визначається величиною окислювального потенціалу.

Хлор і речовини, що містять "активний" хлор, є найбільш поширеними окислювачами. Їх використовують для очищення стічних вод від сірководню, гідросульфату, та ін[1].

Пероксид водню використовується для окислення нітритів, альдегідів, фенолів, ціанідів, сірковмісних відходів, активних барвників[1].

У процесах водообробки використовують також відновлювальні властивості пероксиду водню. В нейтральному і слабкоолужному середовищах він легко взаємодіє із хлором і гіпохлоритами, переводячи їх у хлориди[1]:



Ці реакції використовують при дехлоризація води. Кисень повітря використовують при очищенні води від заліза. Піролюзит є природним матеріалом, що складається в основному з діоксиду марганцю. Його використовують для окислення тривалентного миш'яку в п'ятивалентний[1].

Окислення озоном дозволяє одночасно забезпечити знебарвлення води, усунення присмаків і запахів і знезаражує. Озон окисляє як неорганічні, так і органічні речовини, розчинені в стічній воді[1,2].

При обробці води озоном відбувається розкладання органічних речовин і знезараження води; бактерії гинуть у кілька тисяч разів швидше, ніж при обробці води хлором.

Дія озону в процесах окислення може відбуватися в трьох різних

напрямках: безпосереднє окислення з участю одного атома кисню; приєднання цілої молекули озону до окислюваної речовини з утворенням озонідів; каталітичне посилення окислюючої дії кисню, присутнього в озонованому повітрі. Окислення речовин може бути пряме і непряме, а також здійснюватися каталізом і озонолізом[1,2].

Непряме окислення - це окислення радикалами, що утворюються в результаті переходу озону із газової фази в рідину і його саморозкладу[1,5].

Каталіз - каталітичний вплив озонування полягає в посиленні окислювальної здатності кисню, який присутній в озонованому повітрі[1,5].

Озоноліз являє собою процес фіксації озону на подвійному або потрійному вуглецевому зв'язку з подальшим розривом і утворенням озонідів, які, як і озон є нестійкими сполуками і швидко розкладаються[1].

Озонування – це процес абсорбції, що супроводжується хімічною реакцією в рідкій фазі[1].

Процес очищення стічних вод значно збільшується при спільному використанні ультразвуку та озону, ультрафіолетового опромінення та озону[1].

3.14.3. Очищення стічних вод відновленням

Методи відновлювального очищення стічних вод застосовують для видалення зі стічних вод сполук ртуті, хрому, миш'яку. В процесі очищення неорганічні сполуки ртуті відновлюють до металевій ртуті, яку відокремлюють від води відстоюванням, фільтруванням або флотацією[2].

Найбільш поширеним способом видалення миш'яку із стічних вод є осадження його у вигляді важкорозчинних сполук діоксидом сірки.

Метод очищення стічних вод від речовин, що містять шестивалентний хром, заснований на відновленні його до тривалентного з подальшим осадженням у вигляді гідроксиду у лужному середовищі[1,2].

В якості відновників використовують активоване вугілля, сульфат заліза, бісульфат натрію, водень, діоксид сірки, відходи органічних речовин[1,2].

Для відновлення хрому найбільш часто використовують розчини гідросульфату натрію. У присутності соди в стічних водах хром повністю видаляється з них[1,2].

3.14.4. Очищення стічних вод від іонів важких металів

Для видалення зі стічних вод сполук ртуті, хрому, кадмію, цинку, свинцю, міді, нікелю, миш'яку та інших речовин найбільш поширені реагентні методи очистки, сутність яких полягає в перетворенні розчинних

у воді речовин в нерозчинні при додаванні різних реагентів з наступним відокремленням їх від води у вигляді опадів[1,2].

В якості реагентів для видалення із стічних вод іонів важких металів використовують гідроксиди кальцію і натрію, карбонат натрію, сульфід натрію, різні відходи[1].

Найбільш широко використовується гідроксид кальцію. Осадження металів відбувається у вигляді гідроксидів.

При обробці кислих вод оксидом кальцію і гідроксидом натрію іони цинку, міді, нікелю, свинцю, кадмію, кобальту, що містяться у стоках, зв'язуються в важкорозчинними сполуками[2].

При дії соди на стічні води, що містять солі цинку, утворюються гідроксокарбонати. Очищення стічних вод від міді пов'язане з осадженням у вигляді гідроксиду або гідроксидкарбонату[1].

Можливий процес вилучення міді із стічних вод осадженням ферроціанідом калію. Цей реагент може бути використаний і для осадження інших іонів важких металів[1].

Очищення стічних вод від нікелю заснована на виділенні його з розчину у вигляді важкорозчинних сполук.

Обробка стічних вод лужними реагентами дозволяє знизити вміст важких металів у розчині до величин, порівнянних з ГДК для водоймів санітарно-побутового користування. Більш глибока очистка від важких металів досягається при обробці стічних вод сульфідом натрію[1].

Для очищення води з високим вмістом миш'яку застосовують метод хімічного його осадження у вигляді важкорозчинних сполук. Для очищення кисневмісних сполук миш'яку застосовують вапняне молоко. З сильноокислих розчинів, миш'як осаджують сульфідом натрію, сірководнем. Очищення сульфідно-лужних стоків від миш'яку проводять сульфатом заліза (залізним купоросом) [1,2].

Сполуки тривалентного миш'яку перед осадженням окислюють до п'ятивалентного. В якості окислювачів використовують хлорне вапно, хлор, пероксид водню, азотну кислоту, озон[1].

Видалення з води марганцю може бути досягнуто: обробкою води перманганатом калію; аерацією, поєднаної з вапнуванням; фільтруванням води через марганцевий пісок або марганцевий катіоніт; окислення озоном, хлором або діоксидом хлору[1].

3.15. Процеси біохімічного очищення стічних вод

Біохімічні методи застосовують для очищення господарсько-побутових і промислових стічних вод від багатьох розчинених органічних і деяких неорганічних (сірководню, сульфідів, аміаку, нітритів) речовин. Процес очищення заснований на здатності мікроорганізмів використовувати ці речовини для живлення в процесі життєдіяльності,

оскільки органічні речовини для мікроорганізмів є джерелом вуглецю[1].

3.15.1. Основні показники біохімічного очищення стічних вод

Контактуючи з органічними речовинами, мікроорганізми частково руйнують їх, перетворюючи на воду, діоксид вуглецю, нітрит - та сульфат-іони та ін. Інша частина речовини йде на утворення біомаси. Руйнування органічних речовин називають біохімічним окисленням[1].

Стічні води, які направляються на біохімічну очистку, що характеризується величиною БПК і ХПК. БПК - це біохімічна потреба в кисні, тобто кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окислення органічних речовин (не включаючи процесу нітрифікації) за певний проміжок часу. ГПК - хімічна потреба в кисні, тобто кількість кисню, еквівалентний кількості витраченого окислювача, необхідного для окислення всіх відновників, що містяться у воді[1,2].

Біохімічною активністю мікроорганізмів називають біохімічну діяльність, пов'язану з руйнуванням органічних забруднюючих речовин стічних вод. Можливість біохімічного окислення характеризується через біохімічний показник. Біохімічний показник необхідний для розрахунку й експлуатації промислових споруд для очищення стічних вод[1,2].

Для можливості подачі стічних вод на біохімічну очистку встановлюють максимальні концентрації токсичних речовин, які не впливають на процеси біохімічного окислення і на роботу очисних споруд. Для неорганічних речовин, які практично не піддаються біохімічному окисленню, також встановлюють максимальні концентрації, при перевищенні яких воду можна піддавати біохімічному очищенню[2].

3.15.2. Метод аеробного біохімічного очищення.

Аеробний метод ґрунтується на використанні аеробних груп організмів, для життєдіяльності яких необхідний постійний приплив кисню і температура 20...40°C. При аеробному очищенні мікроорганізми культивуються в активному мулі або біоплівки. Анаеробні методи очищення протікають без доступу кисню; їх використовують в основному для знешкодження опадів[1].

Активний мул складається з живих організмів і твердого субстрату. Спільнота всіх живих організмів, що населяють іл, називають біоценозом. Якість мулу визначається швидкістю його осідання і ступенем очищення рідини. Стан мулу характеризує "муловий індекс", який є відношенням обсягу осідання частинок активного мулу до маси висушеного осаду після відстоювання протягом 30 хв. Чим гірше осідає іл, тим більше високий "муловий індекс" він має[1].

Біоплівка зростає на наповнювачі біофільтра, вона має вигляд слизових обростань товщиною від 1 до 3 мм і більше. Біоплівка складається з бактерій, грибів, дріжджів та інших організмів. Число мікроорганізмів у біоплівці менше, ніж в активному мулі[1].

3.15.3. Механізм біохімічного розпаду органічних речовин

Приріст біомаси відбувається в процесі очищення стічних вод. Він залежить від хімічної природи забруднень, виду мікроорганізмів, БПК і ХПК, від концентрації фосфору і азоту в стічній воді, від її температури[1].

Для того, щоб відбувався процес біохімічного окислення органічних речовин, що знаходяться в стічних водах, вони повинні потрапити всередину клітин мікроорганізмів. До поверхні клітин речовини надходять за рахунок конвективної та молекулярної дифузії, а всередину клітин - дифузією через напівпроникні цитоплазматичні мембрани. Але більша частина речовини потрапляє всередину клітин за допомогою специфічного білка - переносника. Утворюється розчинний комплекс "речовина-переносник" дифундує через мембрану в клітину, де він розпадається, і білок - переносник включається в новий цикл перенесення речовини[1].

Основну роль в процесі очищення стічних вод відіграють процеси перетворення речовини, що протікають всередині клітин мікроорганізмів. Ці процеси закінчуються окисленням речовини з виділенням енергії та синтезом нових речовин з затратою енергії.

3.15.4. Кінетика біохімічного окислення

Ферменти, що представляють собою складні білкові сполуки, виконують роль каталізаторів. З підвищенням температури швидкість ферментативних процесів підвищується, але до певної межі. Для кожного ферменту існує оптимальна температура, вище якої швидкість реакції падає. До числа речовин-активаторів, які підвищують активність ферментів, відносяться багато вітамінів і катіонів. У той же час солі важких металів, синильна кислота, антибіотики є інгібіторами, тобто знижують активність ферментів[1,2].

Мікроорганізми здатні окислювати органічні речовини, але для цього потрібен різний час адаптації.

Речовини, що знаходяться в стічних водах в колоїдному або дрібнодисперсному стані, окислюються з меншою швидкістю, ніж речовини, розчинені у воді.

Для окислення органічних речовин мікроорганізмами необхідний кисень, але вони можуть його використовувати тільки в розчиненому у воді вигляді. Для насичення стічної води киснем проводять процес аерації, розбиваючи повітряний потік на бульбашки, рівномірно розподіляючи їх у

стічній воді. З бульбашок повітря, кисень абсорбується водою, а потім переноситься до мікроорганізмів[1,2].

Кількість абсорбованого кисню можна збільшити за рахунок зростання коефіцієнта масовіддачі або рушійної сили.

На швидкість біохімічного окислення впливає турбулізація стічних вод на очисних спорудах, що сприяє розпаду пластівців активного мулу на більш дрібні і збільшує швидкість надходження поживних речовин і кисню до мікроорганізмів. Турбулізація потоку досягається інтенсивним перемішуванням, при якому активний мул знаходиться у зваженому стані, що забезпечує рівномірний розподіл його в стічній воді[1,2].

Доза активного мулу залежить від "мулового індексу". Чим менше "муловий індекс", тим більшу дозу активного мулу необхідно подавати на очисні споруди. Для очищення слід застосовувати свіжий активний мул, який добре осідає і більш стійкий до коливань температури і рН середовища[1,2].

Найбільш оптимальна температура біохімічної очистки стічних вод підтримується в межах 20-30°C. Перевищення температури може призвести до загибелі мікроорганізмів. При більш низьких температурах знижується швидкість очищення, сповільнюється процес адаптації мікробів до нових видів забруднень, погіршуються процеси флокуляції та осідання активного мулу[1,2].

3.15.5. Анаеробні методи біохімічного очищення

Анаеробні методи знешкодження використовують для зброджування осадов, що утворюються при біохімічному очищенні виробничих стічних вод, а також як першу ступінь очищення дуже концентрованих промислових стічних вод, що містять органічні речовини, які руйнуються анаеробними бактеріями в процесах бродіння. Залежно від кінцевого продукту розрізняють види бродіння: спиртове, пропіоновокисле, молочнокисле, метанове та ін[1].

Для очищення стічних вод використовують метанове бродіння, процес складний і багатостадійний. Процес метанового бродіння складається з двох фаз: кислої і лужної (або метанової). У кислої фазі складних органічних речовин утворюються нижчі жирні кислоти, спирти, амінокислоти, аміак, гліцерин, ацетон, сірководень, діоксид вуглецю і водень. Ці проміжні продукти в лужній фазі утворюють метан і діоксид вуглецю[1,2].

При певних умовах кінцевим продуктом може бути і аміак. Основними параметрами анаеробного зброджування є температура, доза завантаження осаду і ступінь його перемішування.

3.15.6. Обробка осадів стічних вод

У процесах біохімічної очистки в первинних і вторинних відстійниках утворюються великі маси осадів, які необхідно утилізувати або обробляти з метою зменшення забруднення біосфери. Осади, мають різний склад і велику вологість. Їх поділяють на три групи[2]:

- 1) осади в основному мінерального складу;
- 2) осади переважно органічного складу;
- 3) змішані осади, що містять як мінеральні, так і органічні речовини.

Осади характеризуються вмістом сухої речовини; вмістом беззольної речовини; елементним складом; уявною в'язкістю і плинністю; гранулометричним складом.

Осади стічних вод являють собою важкофільтрівні суспензії. У вторинних відстійниках в осаді перебуває в основному надлишковий активний мул. В опадах міститься вільна і зв'язана вода. Вільна вода порівняно легко видаляється з осаду, зв'язана вода (колоїдно-пов'язана і гігроскопічна) набагато важче. Колоїдно-зв'язана волога обволікає тверді частинки гідратною оболонкою і перешкоджає їх з'єднанню у великі агрегати[2].

Коагулянти позитивно зарядженими іонами нейтралізують негативний заряд частинок осадків. Після цього окремі тверді частинки звільняються від гідратної оболонки і з'єднуються разом в пластівці. Звільнена вода легше фільтрується. Зруйнувати гідратну оболонку можна також короткочасною термічною обробкою. Обробка осаду активного мулу включає[1]:

- 1) ущільнення осаду гравітаційним, флотаційним, відцентровим і вібраційним методами;
- 2) стабілізацію опадів в аеробних і анаеробних умовах;
- 3) кондиціонування осадів реагентними і безреагентними способами;
- 4) теплову обробку;
- 5) рідкофазне окислення органічної частини осаду киснем повітря;
- 6) зневоднення осадів на мулових майданчиках природним шляхом і механічним способом;
- 7) сушку осадів;
- 8) спалювання осадів.

3.16. Термічні методи очищення стічних вод

Термічними методами знешкоджуються стічні води, що містять мінеральні солі кальцію, магнію, натрію та ін, а також органічні речовини. Такі стічні води можуть бути знешкоджені[1]:

- концентруванням стічних вод з наступним виділенням розчинених речовин;
- окисленням органічних речовин у присутності каталізатора;
- рідиннофазним окисленням органічних речовин;
- вогневим знешкодженням.

3.16.1. Концентрація стічних вод

Цей метод в основному використовують для знешкодження мінеральних стічних вод. Він дозволяє виділяти із стоків солі з отриманням умовно чистої води, придатної для оборотного водопостачання. Процес розділення мінеральних речовин і води можна провести у дві стадії: стадія концентрування і стадія виділення сухих речовин[1].

Концентрування стічних вод можна провести випаровуванням, виморожуванням і кристалізацією.

Випарювання є енергоємним процесом. Енергія, що витрачається на випарювання, складається з енергії на нагрівання стічної води від початкової температури до температури випарювання; на деформування та перенесення центрів пароутворення; на роботу, витрачену на розділення розчинника і розчину; на формування поверхневих парових бульбашок при випарюванні; на подолання сил тиску при формуванні бульбашок; на подолання бульбашкою межі розділу фаз і на транспортування парових бульбашок до межі поділу фаз[1].

Процес виморожування полягає в тому, що при температурі нижчій від температури замерзання чиста вода утворює кристали прісного льоду, а розчин з розчиненими в ній солями розміщується в комірках між цими кристалами. Температура замерзання розсолу завжди нижче температури замерзання чистої води і залежить від концентрації розчинених солей. Для виключення утворення дрібних кристалів і відділення межкристалітного розсолу процес виморожування проводять при режимах повільного переохолодження[1].

Виморожування можна проводити під вакуумом або за допомогою спеціальної холодильної установки.

3.16.2. Кристалізація речовин з розчинів

Для виділення речовин з концентрованих розчинів використовують методи кристалізації і сушіння.

Речовини, розчинність яких істотно зростає з підвищенням температури, кристалізуються при охолодженні їх насичених розчинів - це політермічна або ізогідрична кристалізація, що йде при незмінному вмісті води в системі. Якщо із зростанням температури розчинність речовини

зменшується, то кристалізацію проводять при нагріванні розчину. Речовини, які мало що змінюють розчинність при зміні температури, кристалізують шляхом випаровування води при постійній температурі - ізотермічна кристалізація[1].

Кристалізацію солі можна також проводити введенням в концентрований розчин речовин, що зменшують її розчинність. Це речовини, які містять однаковий іон з даної сіллю або зв'язують воду. Кристалізацію такого типу називають висолюванням[1].

Поширеним видом кристалізації є хімічне осідання речовини з розчинів із застосуванням реагентів. Наприклад, домішки іонів металів осідають у вигляді гідроксидів, додаючи в розчин лугу[1].

Утворення кристалів складається з двох послідовних стадій[1]:

- 1) виникнення в пересиченому розчині центрів кристалізації - зародків кристалів;
- 2) зростання кристалів на базі цих двох зародків.

Ймовірність утворення зародків зростає з підвищенням температури. Цьому процесу сприяє механічна вібрація, перемішування, вплив акустичного і магнітних полів. Зростання кристалів відбувається в результаті дифузії речовини з основної маси розчину до поверхні зростаючого кристала з подальшим включенням частинок розчиненої речовини в кристалічні ґратки. Деякі домішки в розчині збільшують швидкість кристалізації, інші зменшують[1].

3.16.3. Термоокислювальні методи знешкодження стічних вод

При використанні термоокислювального методу всі органічні речовини, що забруднюють стічні води, повністю окислюються киснем повітря при високих температурах до нетоксичних сполук. До цих методів відносять метод рідкофазного окислення, метод парового каталітичного окислення і полум'яним або "вогневим" методом. Вибір методу залежить від об'єму стічних вод, їх складу та теплотворної здатності, економічності процесу та вимог, що пред'являються до очищувальної води[2].

Метод рідкофазного окислення. Цей метод очищення заснований на окисленні органічних речовин, розчинених у воді, киснем при температурах 100-350°C і тискові 2-28 МПа. При високих тисках розчиненість у воді кисню значно зростає, що сприяє прискоренню процесу окислення органічних речовин. Ефективність процесу окислення збільшується з підвищенням температури. Летючі речовини окислюються в основному у парової фази, а нелеткі - у рідкій фазі. Зі збільшенням концентрації органічних домішок у воді економічність процесу рідкофазного окислення зростає[2].

Метод парофазного каталітичного окислення. В основі методу знаходиться гетерогенне каталітичне окислення киснем повітря при високій температурі летких органічних речовин, що знаходяться в стічних водах. Процес протікає інтенсивно в паровій фазі в присутності міднохромового, цинк-хромового, мідно-марганцевого або іншого каталізатора. Основний недолік методу - можливість отруєння каталізаторів сполуками фосфору, фтору, сірки. Тому необхідно попереднє видалення каталітичних отрут із стічних вод[1].

Переваги методу: можливість очищення великого об'єму стічних вод без попереднього концентрування, відсутність в продуктах окислення шкідливих органічних речовин; можливість комбінування з іншими методами; безпеку в роботі.

Недоліки методу: неповне окислювання деяких органічних речовин; висока корозія обладнання у кислих середовищах.

Вогневий метод. Цей метод знешкодження стічних вод є найбільш ефективним і універсальним із термічних методів. Сутність його полягає в розпилюванні стічних вод безпосередньо у топкові гази, нагріті до температури 900-1000°C. При цьому вода випаровується, а органічні домішки згорають[1].

Вогневий метод застосовують для знешкодження стічних вод, що містять тільки мінеральні речовини. Метод може бути використаний також для знешкодження невеликого об'єму стічних вод, що містять високотоксичні органічні речовини, очищення від яких іншими методами неможливе або неефективне. Крім того, вогневий метод доцільний, якщо є горючі відходи, які можна використовувати як паливо[1].

Із стічних вод, що містять нітросполуки, можуть виділятися оксиди азоту. Між цими сполуками відбуваються взаємодії з утворенням нових сполук, у тому числі і токсичних.

Для вогневого методу знешкодження використовують різні печі. Процес проводять при температурі 800-890°C[1].