

УДК 628.3

DOI: 10.37128/2520-6168-2022-1-11

ОСНОВНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД**Пазюк Вадим Михайлович**, д.т.н., доцент, провідний науковий співробітник

Інститут технічної теплофізики НАН України

Токарчук Олексій Анатолійович, к.т.н., доцент

Вінницький національний аграрний університет

Vadym Paziuk, Doctor of Technical Sciences, Associate Professor

Institute of Engineering Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine

Oleksii Tokarchuk, Ph.D., Associate Professor

Vinnytsia National Agrarian University

Процеси самоочищення природи із-за високої концентрації ксенобіотиків і високої їх стійкості до розкладання йде дуже повільно. Тому актуальною екологічною задачею є відновлення навколишнього середовища: раціональна переробка промислових та сільськогосподарських відходів, відновлення родючості земель від токсичних хімічних речовин, утилізація мулових осадів стічних вод очисних споруд, очищення водних джерел і т. ін.. Серед наведених екологічних проблем сучасної цивілізації є утилізація відходів виробництва та споживання, що пов'язано з відходами каналізаційних очисних споруд.

В наслідок господарсько-побутової та виробничої діяльності людини утворюються рідкі відходи у вигляді стічних вод, які скидаються у каналізацію. В процесі проходження стічними водами стадії очищення на очисних спорудах утворюється муловий осад, що зневоднюється на мулових майданчиках в природних умовах. Цей процес довготривалий і займає великі площі. Крім того, складування мулових осадів приводить до розповсюдження несприятливого газоповітряного фону, забруднення ґрунту і підземних вод токсичними компонентами, що входять в склад осадів.

Утилізації відходів каналізаційних стоків пов'язано також з великими обсягами переробки мулового осаду (для України необхідно переробляти понад 1,8 млн.т./рік), що накопичується роками на мулових майданчиках і несуть екологічну небезпеку в районах місць складування або на розроблених «мулових картах», що розташовані біля населених пунктів. Мулові осади категорично заборонено складувати без спеціальних дозволів та умов, не можна захоронювати на звичайних полігонах, вимоги до мулових майданчиків регламентується державним стандартом України ДСТУ 8727:2017.

Ключові слова: осади стічних вод, характеристика, мулові карти, очищення, утилізація.

Ф. 3. Табл. 2. Рис. 1. Літ. 17.

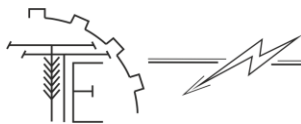
1. Постановка проблеми

Термін «осади стічних вод» використовують як узагальнюючий для цілого класу речовин, які утворюються на станціях очищення стічних вод. Осади стічних вод представляють собою домішки в твердій фазі, виділені з води в результаті механічного, біологічного та фізико-хімічного очищення або комбінування цих методів очищення стоків [1, 2].

Території, передбачені для зберігання осадів стічних вод (мулові осади), в більшості випадків переповнені (для України необхідно додаткові площі понад 120 га /рік) [2] і вже не справляються з безперервними муловими потоками. Мулові осади, що зберігаються роками потрібно переробляти і до них застосована назва «застарілі», що майже не мають органічних домішок (у «свіжих» мулових осадах біля 80% органічних та 20% мінеральних домішок) [3], що ускладнює процес їх переробки.

Проблема утилізації мулових осадів повністю не вирішена. Якщо раніше дозволялось використовувати мулові відкладення у якості органічних добрив за рахунок високої концентрації фосфору та азоту, але в той же час він є джерело забруднення, так як містить надвисокий вміст важких металів і не може застосовуватись в сільському господарстві.

Необхідність класифікації осадів стічних вод є актуальною задачею, що потребує додаткового дослідження.



2. Аналіз останніх досліджень та публікацій

До основних характеристик осадів стічних вод віднесено: загальні характеристики, фізико-механічні показники, органолептичні показники, хімічний склад, теплотехнічні властивості, санітарно-технічні та санітарно-бактеріологічні показники.

До загальних характеристик відносять: грубі домішки, важкі домішки, плаваючі домішки, свіжі осади, активний мул.

Грубі домішки утворюються внаслідок проходження через решітки. Состав домішок, що затримується решітками, непостійний і пов'язаний з конструкціями решіток та складу стічних вод. В основному це великі зважені та плаваючі домішки переважно органічного походження. Сюди входять кухонні відходи (у вигляді залишків харчових продуктів), волокнисті речовини, папір, дерево і т. ін. Решітки можуть затримувати від 8 до 10% нерозчинних домішок, що містять стічні води. Вміст води у викидах може бути від 70 до 85%. Вага 1 м³ в середньому дорівнює 760 кг.

Важкі домішки утворюються внаслідок проходження крізь пісковловлювачів. Вони містять головним чином мінеральні домішки, що мало підлягають загниванню. В залежності від умов експлуатації очисних споруд ці домішки містять від 40 до 70% води; об'ємна вага при цьому рівна приблизно 1,5 – 2 т/м³. Підсушені важкі домішки можуть використовуватись для планування місцевості, устрою мулових площадок.

Склад важких домішок залежить від системи каналізації, довжини каналізаційної мережі, гідравлічного режиму та умов експлуатації та в основному складається від 80 – 85% з піску, обломків окремих мінералів, кісток та ін. Потрапляння мінеральних домішок у відстійники та інші споруди ускладнює видалення і обробку основної маси осадів. Склеювання органічних домішок з мінеральними різко збільшує кут природного укоса осаду, що ускладнює сповзання такого осаду до випускних отворів, а відповідно ускладнює експлуатацію очисних споруд. Тому необхідно своєчасно видалити важкі домішки з стічних вод.

Плаваючі домішки затримуються у відстійниках або жироловлівачах. Жири та олії потрапляють в стічну воду разом з кухонними викидами, мильними водами та іншими стоками що містять машинне мастило. Вільні жирові речовини разом з легкими волокнистими домішками та ін. домішками, легко спливають у відстійниках. Вловлювання відбувається за допомогою спеціальних перегородок, що не допускає потрапляння цих речовин до збірних лотків відведення освітленої води. Деяка частина жирових речовин, обліплюють зважені домішки і випадають у відстійниках разом з осадом. Відокремлення цих жирових речовин від осадів відбувається за допомогою продування стиснутим повітрям в спеціальних жироловлівачах, що полегшує очищення стічних вод.

Свіжі осади затримуються первинними відстійниками і являють собою сіру або жовтувату в'язку масу з кислуватим запахом і складає основну масу всіх нерозчинених домішок в стічній воді. Свіжі осади містять велику кількість рослинних і тваринних залишків, що не втратили ще своєї структури, легко підлягають загниванню, супроводжується смородом. Вологість осадів при двохгодинному відстоюванні стічної води відповідає приблизно 97%. Величина окремих часток коливається від десяти міліметрів до часток колоїдної і молекулярної дисперсності.

Активний мул являє собою аморфну, подібну до пластиліну масу бурого кольору, багато заселену аеробними бактеріями і іншими організмами. У свіжому вигляді мул майже не пахне або має земляний запах, але загниваючи, створює специфічний, неприємний запах. Активний мул відрізняється адсорбуючими та коагулюючими властивостями і володіє більшою здатністю мінералізації органічних речовин з розмірами частинок менше 1 мм.

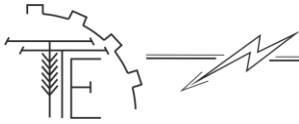
За даними в 1 мл рідини з мулом, що взята з аеротанків, знаходиться біля 100 мільйонів бактерій. Сумарна поверхня цих бактерій в 1 м³ складає близько 1200 м² [4].

3. Мета досліджень

Метою роботи є детальна характеристика існуючих осадів стічних вод.

4. Виклад основного матеріалу

Активний мул представляє собою складний органо-мінеральний комплекс, органічна частина якого являє собою біомасу і адсорбовані і частково окислені забруднюючі речовини стічних вод, а також азото- і фосфоровмісні з'єднання. Вони містять до 40% органічної і, відповідно, до 60% мінеральної речовини в перерахунку на суху масу [4 - 6].



Фізико – механічні показники. До них відносять вологість, об'єм, вага, пластично-в'язкі властивості. Вологість основної маси осадів коливається від 85 до 99%. Розрізняють три виду води в осадах: вільна (62 -69%), колоїдно-зв'язана (20 – 30%) і гігроскопічна (4 – 10%).

Вільна волога не зв'язана з твердими частками і тому легко видаляється сушкою на мулових площадках, фільтрацією або віджиманням на пресах.

Фізико-механічна або колоїдно-зв'язана волога видаляється з осаду з великими труднощами, що ускладнює обробку осадів. Вона органічно з'єднана з твердими частинками та покриває їх міцною гідратною оболонкою, що не дозволяє частинкам з'єднуватись в великі агрегати. Повне видалення всієї колоїдно-зв'язаної води з осадів досягається лише сушкою при високих температурах. Властивість незворотності осаду, як колоїду, полягає в тому, що при висушуванні осаду на 40 – 50%, при повторному зволоженні, він перестає розбухати і втримувати вологу.

Фізико-хімічним зв'язком утримується адсорбційна і осмотична волога, а хімічно зв'язана вода, що входить в склад речовин, не видаляється навіть термічній сушці.

Об'єм осадів залежить від його вологовмісту, при зменшенні вологості об'єм осаду значно зменшується. Об'єм осаду визначається за формулою 1.

$$V_2 = \frac{V_1(100 - \omega_1)}{100 - \omega_2}, \quad \text{м}^3 \quad (1)$$

де V_1 – початковий об'єм, м^3 ; ω_1, ω_2 – початкова та кінцева вологість осаду, %.

Дана формула працює лише до вологості осаду від 65 до 75%.

При подальшому зниженні вологості, хоча вода і виходить з осаду, зменшуючи його вагу, але об'єм не зменшується внаслідок пружності твердих частинок осаду. Отримується явище, яке спостерігається при видаленні води з губки. Але при термічній обробці осаду можна досягти подальшого зменшення осаду [4].

Вага. Для визначення об'ємної ваги осаду при різній вологості необхідно знати питому вагу сухих речовин. В залежності від характеру осаду і головним чином від вмісту мінеральних домішок в ним питома вага осаду може сильно коливатись.

Пластично-в'язкі властивості. В'язкість дисперсних систем не є постійною і різко змінюється в залежності від градієнта швидкості. Так, при малих градієнтах швидкості в'язкість досягає більших значень, а з збільшенням градієнта швидкості в'язкість зменшується в десятки разів. Ця обставина заставило деяких дослідників для характеристики дисперсної системи приймає величину так званої умовної в'язкості, що визначається при тому чи іншому градієнті швидкості.

У зв'язку з цим заслуговує увагу теорія пластично-в'язкого тіла запропонована Бінгамом [4], що характеризує дисперсну систему за допомогою величин, що залежать від фізико-механічних властивостей середовища і не залежить від швидкості руху.

Дана теорія зводиться до наступного. В пластичному тілі частина напруження здвигу витрачається на подолання «тертя» суспензії. Якщо напруження здвигу рівно «тертю» або граничному напруженню здвигу, то можна рахувати, що тіло знаходиться на межі пружності.

Якщо напруження здвигу (F) чим тертя між суспензійними частинами при безпосередньому дотиканні їх між собою і ковзанні (f), то залишок напруження здвигу ($F - f$) буде витрачатись на пластичний потік.

Рівняння Бінгама для пластично-в'язких тіл має наступний вигляд:

$$dv = \mu \cdot (F - f) \cdot dr \quad (2)$$

де μ – рухомість пластичних тіл.

Таким чином, пластично-в'язкі тіла під дією малих сил зберігають свою форму і положення, під дією великих сил спостерігається їх рухомість.

Органолептичні показники: забарвлення, запах, прозорість. Забарвлення – один з органолептичних показників якості стічних вод. Господарсько-фекальні стічні води зазвичай слабо забарвлені й мають жовтобурі або сірі відтінки. Наявність інтенсивного кольору різних відтінків свідчить про присутність виробничих стічних вод. Для забарвлених стічних вод визначають інтенсивність кольору за розведенням до безбарвних, наприклад 1:400; 1:250 і т. п.

Запах – органолептичний показник, що характеризує наявність у воді летучих речовин, що пахнуть. Зазвичай запах визначають якісно при температурі проби 20°C і описують як фекальний, гнильний, газовий, фенольний та ін. При неясно вираженому запаху визначення повторюють,

підігрівуючи пробу до 65°C. Іноді необхідно знати межеве число – найменше розведення, при якому запах зникає.

Прозорість характеризує загальне забруднення стічної води нерозчиненими й колоїдними домішками, не ідентифікуючи вид забруднень. Прозорість міських стічних вод зазвичай становить 1–3 см.

Хімічний склад. Хімічний склад осадів суттєво доповнює їх характеристику для пояснення складних процесів, що відбуваються під час обробки осадів. Хімічний склад осадів має велике значення для контролю за правильним режимом роботи окремих очисних споруд. Загальний усереднений хімічний склад активного мулу до абсолютно сухої маси представлено на рис. 1.[5, 6, 7].

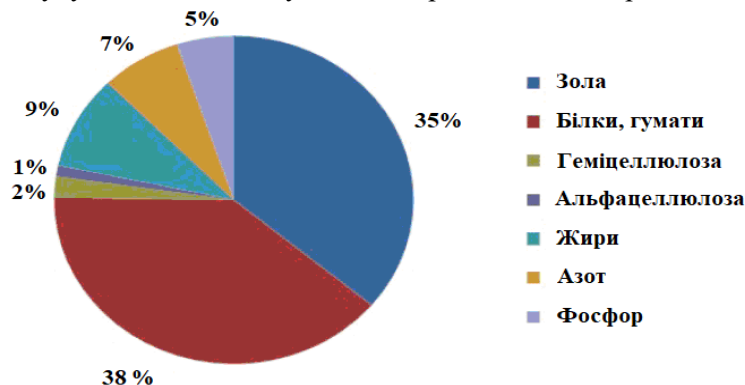


Рис. 1. Загальний усереднений склад активного мулу, % до абсолютно сухої маси

Активний мул містить мікроелементи (*важкі метали*), які в адекватних концентраціях життєво потрібно в сільському господарстві при вирощуванні рослин, але у високих концентраціях – обумовлюють токсичність мулових осадів. Важкі метали (мікроелементи), необхідні для росту рослин, можуть бути розділені на дві групи [4]:

- елементи, які необхідні для росту (essential), – Ca, Mn, Fe, Co, Cu, Zn;
- елементи, які рідко використовуються для росту (nonessential), – Ba, Na, Al, Si, Cl, V, Cr, Ni, As, Se, Mo, Sn, I.

В залежності від густини населення і промислової активності регіонів кількість важких металів (мікроелементів) в мулових осадах може коливатись в значних межах в значних межах і суттєво перевищує гранично допустимі концентрації – ГДК (табл. 1.). Забрудненість мулових осадів важкими металами є основним фактором, що обмежує використання їх в якості органічного добрива або родючого ґрунту [8, 9].

Таблиця 1

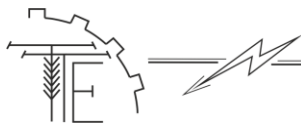
Вміст основних металів в активному мулові після біологічної очистки
муніципальних стічних вод

Країна	Концентрація елементу мг/кг сухої речовини				
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Україна	–	1,9-1900	149-279,3	1,0-174,7	6,0-2600
США	3000	4300	420	840	7500
Канада	36-114	189-638	16-151	52-147	302-642
Англія	400	200	75	300	200
Пд. Корея	1152 ± 31	2340 ± 40	829 ± 19	222 ± 10	4529 ± 105
Сінгапур	1901 ± 11	7764 ± 278	2053 ± 140	584 ± 41	18062 ± 304
Польща	50-666	143-70	34-235	–	1077-3249

Вирішення проблеми детоксикації (видалення твердих металів) і знезараження мулових осадів, санації законсервованих мулових карт актуально, так як це дозволить повторно використовувати відходи і значно скоротити виділення земельних ресурсів під мулові осади.

Аналіз науково-технічної інформації за методами знезараження і детоксикації, видалення із осадів іонів тяжких металів показав, що для цих цілей використовується [10, 11]:

- термообробка до температури 60 - 70°C (обробка в метантенках, термосушка, біоферментація);
- опромінення інфрачервоними променями (камера дегельмінтизації);
- пастеризація при температурі 70°C і часу теплової дії не більше 20 хв;



- аеробна стабілізація з попереднім нагріванням суміші сирого осаду з активним мулом при температурі 60 - 65°C при тривалості 2 години;
- компостування (з тирсою, сухими листками, соломною і торфом, іншими вологопоглинаючими засобами) на протязі 4 – 5 місяців, з яких 1-2 місяці повинні бути в теплий час року;
- біовилуговання або витримування на мулових площинах в залежності від кліматичної зони від 1 до 3 років;

- обробка хімічними реагентами та препаратами тривалість обробки години, недолік великі витрати реагентів, що вимагають додаткових коштів та необхідності транспортування та зберігання.

Теплотехнічні властивості. До них віднесені температура осаду, теплота згорання сухої речовини, температура спалювання, вихід летких речовин та витрата повітря на спалювання.

Температура осаду – один з важливих технологічних показників. Функцією температури є в'язкість рідини й, отже, сила опору осідаючим часткам. Тому температура – один з визначальних факторів процесу седиментації. Найважливіше значення має температура для біологічних процесів очищення, тому що від неї залежать швидкості біохімічних реакцій і розчинність кисню у воді.

Питома теплоємність осаду в основному залежать від типу і вологості осадів, що визначається за формулою:

$$c = c_B \cdot \frac{W}{100} + c_C \cdot \frac{100 - W}{100}, \text{ Дж/кг К} \quad (3)$$

c_B та c_C – питомі теплоємності зв'язаної води і сухого осаду, Дж/кг К; W – вологість осаду, %.

При цьому для сирих осадів первинних відстійників $c_C = 920$, для заброджених осадів в термофільних умовах $c_C = 1130$, для активного мулу $c_C = 1255$ Дж/кг К.

Теплота згорання, температура спалювання, вихід летких речовин, витрати теплоти на спалювання – характеризують процес спалювання активного мулу. Представлені хімічні та теплотехнічні характеристики активного мулу в порівнянні із курячим послідом та деякими видами паливних матеріалів і зведено в таблицю 2.

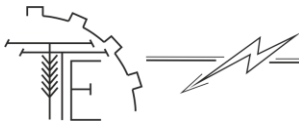
Таблиця 2

Порівняння теплотехнічних характеристик активного мулу, курячого посліду та деяких видів паливних матеріалів

Показники	Активний мул	Курячий послід	Харчові відходи	Деревина	Торф	Бурий вугілля
Вологість, % (W)	80 - 90	75 - 80	30 - 40		40 - 45	
Вуглець, % (C)	54 - 60	43 - 45	36 - 38	51	57,8	64 - 78
Водень, % (H)	7 - 10	5 - 6	5,8	6,1	6	3,8 – 6,3
Кисень, % (O_2)	24 - 31	35 - 37	16,0	42,3	33,4	15 - 26
Азот, % (N)	4 - 10	0,4 – 0,6	0,7	0,6	2,5	0,6 – 1,6
Зола, % (A)	18 - 24	10 - 20	1,9	1,0	11 - 25	23 - 25
Теплота згорання сухої речовини, МДж/кг	16 - 22	16 - 20	18 - 22	18,5	17 - 19	18 - 27
Температура спалювання, °C	2040 - 2070	1900 - 2000	1900 - 2000	1980	2050	2090
Вихід летких речовин, %	80 - 86	75	-	85	70	45 - 65
Витрата повітря на спалювання, м ³ /кг	4,4 – 4,9	6	-	4,2	3 – 5,3	4 – 4,6

Санітарно-хімічні показники: органолептичні показники, величина рН, сухий залишок, щільний залишок і втрати при проколюванні, завислі речовини, що осідають за об'ємом й за масою, перманганатна окисність, хімічна потреба в кисні (ХПК), біохімічна потреба в кисні (БПК), вміст азоту (загальний, амонійний, нітритний, нітратний), фосфатів, хлоридів, сульфатів, важких металів й інші токсичні елементи, поверхнево-активні речовини, розчинений кисень. Крім перерахованих показників, у число обов'язкових тестів повного санітарно-хімічного аналізу на міських очисних станціях може бути включене визначення специфічних домішок, що надходять у водовідвідну мережу населених пунктів від промислових підприємств.

Концентрація іонів водню виражається величиною рН. Цей показник надзвичайно важливий для біохімічних процесів, швидкість яких може істотно знижуватися при різкій зміні реакції середовища. Установлено, що стічні води, що подаються на споруди біологічного очищення, повинні мати значення



pH у межах 6,5–8,5. Виробничі стічні води (кислі або лужні) повинні бути нейтралізовані перед скиданням у водовідвідну мережу, щоб запобігти її руйнуванню. Міські стічні води зазвичай мають слабколужну реакцію середовища ($pH = 7,2–7,8$).

Сухий залишок характеризує загальне забруднення стічних вод органічними й мінеральними домішками в різних агрегатних станах (у мг/л). Визначається цей показник після випарювання й подальшого висушування при температурі 105°C проби стічної води. Після *проколювання* (при температурі – 600°C) визначається зольність сухого залишку. За цими двома показниками можна судити про співвідношення органічної й мінеральної частин забруднень у сухому залишку.

Щільний залишок – це сумарна кількість органічних і мінеральних речовин у профільтованій пробі стічних вод (у мг/л). Визначається при таких самих умовах, що й сухий залишок. Після прожарювання щільного залишку при температурі 600°C можна орієнтовно оцінити співвідношення органічної й мінеральної частин розчинних забруднень стічних вод. При порівнянні прожарених сухих і щільних залишків міських стічних вод визначено, що більша частина органічних забруднень перебуває в нерозчиненому стані. При цьому мінеральні домішки більшою мірою перебувають у розчиненому вигляді.

Завислі речовини – показник, що характеризує кількість домішок, що затримується на паперовому фільтрі при фільтруванні проби. Це один з найважливіших технологічних показників якості води, що дозволяє оцінити кількість осадів, що утворюються в процесі очищення стічних вод. Крім того, цей показник використовується як розрахунковий параметр при проектуванні первинних відстійників. Кількість завислих речовин – один з основних нормативів при розрахунку необхідного ступеня очищення стічних вод. Втрати при прожарюванні завислих речовин визначаються так само, як для сухого й щільного залишків, але виражаються зазвичай не в мг/л, а у вигляді процентного відношення мінеральної частини завислих речовин до їх загальної кількості за сухою речовиною. Цей показник називається зольністю. Концентрація завислих речовин у міських стічних водах зазвичай становить 100 – 500 мг/л.

Осідаючі речовини – частина завислих речовин, що осідають на дно відстійного циліндра за 2 год. відстоювання у стані спокою. Цей показник характеризує здатність завислих часток до осідання, дозволяє оцінити максимальний ефект відстоювання й максимально можливий обсяг осаду, що може бути отриманий в умовах спокою. У міських стічних водах осідаючі речовини в середньому становлять 50 – 75% загальної концентрації завислих речовин.

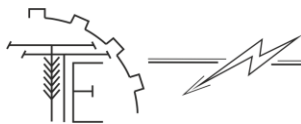
Під окисністю розуміють загальний вміст у воді відновників органічної й неорганічної природи. У міських стічних водах переважну частину відновників становлять органічні речовини, тому вважається, що величина окисності повністю ставиться до органічних домішок. Окисність – груповий показник. Залежно від природи використовуваного окислювача розрізняють хімічну окисність, якщо при визначенні використовують хімічний окислювач, і біохімічну, коли роль окисного агента виконують аеробні бактерії – цей показник – біохімічна потреба у кисні – БПК. У свою чергу, хімічна окисність може бути перманганатною (окислювач KMnO_4), біхроматною (окислювач $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) й іодатною (окислювач KIO_3). Результати визначення окисності незалежно від виду окислювача виражають у мг/л O_2 . Біхроматну й іодатну окисність називають хімічною потребою у кисні або ХПК. Перманганатна окисність – кисневий еквівалент домішок, що легко окислюються. Основна цінність цього показника – швидкість і простота визначення. Перманганатна окисність використовується з метою одержання порівняльних даних. Проте є такі речовини, які не окислюються KMnO_4 .

Визначаючи ХПК, можна доволі повно оцінити ступінь забруднення води органічними речовинами. Загальна кількість кисню, необхідна для перетворення вуглецю органічних сполук на вуглекислоту, водню на воду, азоту на аміак, сірки на сірчаний ангідрид, називається хімічною потребою в кисні й позначається ХПК. Для визначення ХПК пробу стічної води змішують з чистою концентрованою сірчаною кислотою, додають йодид калію або солі хромової кислоти, що віддають свій кисень для окиснення. Окиснення проводиться при кип'ятінні.

БПК – кисневий еквівалент ступеня забруднення стічних вод біохімічно окислюваними органічними речовинами. БПК визначає кількість кисню, необхідного для життєдіяльності мікроорганізмів, що беруть участь в окислюванні органічних сполук. БПК характеризує біохімічно окислювану частину органічних забруднень стічної води, що перебувають, у першу чергу, в розчиненому й колоїдному станах, а також у вигляді суспензії.

БПК не характеризує всієї кількості органічних речовин, тому що:

1. Частина органічних речовин узагалі не піддається біохімічному окисненню.



2. Частина органічних речовин витрачається на приріст мікроорганізмів.

Вміст азоту й фосфору має особливе значення для біологічного очищення стічних вод. Велика частина амонійного азоту утворюється при гідролізі сечі, яка є кінцевим продуктом азотного обміну людини. У вигляді аміаку або сечовини в побутових стічних водах присутні 80 – 90 % всіх азотовмісних речовин. Вміст фосфатів у міських стічних водах знаходиться в межах 5 – 10 мг/л і зумовлюється фізіологічними виділеннями людей, відходами господарської діяльності людини і деякими видами виробничих стічних вод. Азот і фосфор є біогенними елементами, тобто входять до складу живих бактеріальних клітин. При їх недостатній кількості біологічне очищення стічних вод може гальмуватися, а за їх повної відсутності – стає взагалі неможливим. Відповідно до СНіП 2.03.04–85 співвідношення $\text{БПК}_{\text{повн}} : \text{N} : \text{P}$ повинно відповідати 100 : 5 : 1. [12].

Вміст хлоридів і сульфатів у господарсько–побутових стічних водах незначний і зумовлюється їх вмістом у водопровідній воді. У забруднених стічних водах розчинений кисень, як правило, відсутній чи його концентрація не перевищує 0,5 – 1 мг/л. Для нормальної життєдіяльності мікроорганізмів – біоокислювачів мінімальний вміст розчиненого кисню складає 2 мг/л. Вміст розчиненого кисню в очищених стічних водах є нормованим показником і складає не менше 4 мг/л, якщо водойма належить до об'єктів господарсько–питного і культурно–побутового водокористування, і 6 мг/л, якщо стічні води скидаються у водойму рибогосподарського водокористування.

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

Мікробне число є оцінкою загального обсіменіння стічних вод мікроорганізмами і є непрямою характеристикою ступеня забруднення води органічними речовинами – джерелами живлення аеробних сапрофітів. Цей показник для міських стічних вод коливається в межах 106 – 108.

Стічні води є дуже небезпечними у санітарно–епідемічному відношенні. Ступінь забруднення води патогенними мікроорганізмами оцінюють опосередковано за присутністю у воді бактерій групи кишкової палички БГКП, які відносяться до родів *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*. Найбільше санітарно–показове значення має рід *Escherichia*. Наявність коліформ у воді свідчить про її фекальне забруднення, а їх число дозволяє оцінити ступінь цього забруднення.

При оцінюванні санітарно–епідемічної небезпеки стічних вод визначають також вміст яєць гельмінтів. Цей показник характеризує загальну й видову ураженість населення гельмінтозами й дозволяє оцінити рівень санітарного стану населеного пункту.

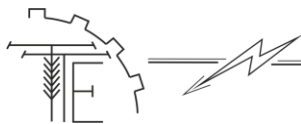
Органічні забруднення стічних вод також є сприятливим середовищем для розвитку різноманітних мікроорганізмів і бактерій, які складають так зване біологічне і бактеріальне забруднення стічних вод і зумовлюють їх епідемічну небезпеку. Розрізняють: сапрофітні бактерії (безпечні) (найпростіші, водорості, личинки комах, дріжджі, плісняві грибки); хвороботворні бактерії (збудники черевного тифу, паратифу, дизентерії).

Поряд з живими мікроорганізмами активний мул містить також мертві клітини і детрит із частинок органічної і неорганічної природи, які знаходилися в зовнішньому розчині і були захоплені флокулюючим активним мулом [13]. Залежно від природи поживного субстрату і умов експозиції може відбуватися зміна мікробіологічного складу активного мулу. Так, при наявності елементарної сірки або сульфідів в якості єдиного джерела енергії спостерігається переважаючий розвиток сіроокислюючих мікроорганізмів, закислення рідкої фази, внаслідок цього інгібування активності і навіть відмирання гетеротрофних мікроорганізмів, метаболізуючих легкозасвоювані поживні субстрати, зокрема протеїни і вуглеводи [14].

Технологічно важливою властивістю активного мулу є автофлокуляція (пластинчаті утворення), яка призводить до формування з окремих клітин мікроколоній з діаметром 10-15 мкм, об'єднанню їх в швидкоосідаючі флокули з діаметром до 120 мкм [15]. Процес автофлокуляції і седиментації мулових колоїдів триває 0,5-1 год. [16]. Автофлокуляція мулових колоїдів обумовлена присутністю слизоутворюючих капсульних форм мікроорганізмів, характерним представником яких є слабо заряджена грамнегативна бактерія *Zoogloea ramigera*, здатна синтезувати велику кількість (до 10 г/л) екзополімерів вуглеводної природи [15].

5. Висновок

Запропонована характеристика осадів стічних вод дозволяє більш детально класифікувати за різними ознаками, такими як: загальні, фізико-механічні, органолептичні, хімічні, теплофізичні, санітарно-хімічні та санітарно-бактеріологічні.

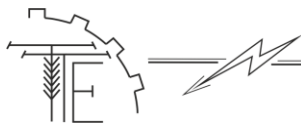


Список використаних джерел

1. Suchkova N. G. Analysis of the problem of treatment plant sludge fields reclamation and perspectives for Kharkiv region. *Abstract of the International congress – Ecology, Technology, Economy Water Supply and Sanitation*. Yalta, Ukraine. May 2007. P. 22–26.
2. Shooner F., Tyagi R. D. Thermophilic microbial leaching of heavy metals from municipal sludge using indigenous sulphuroxidizing microbiota. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996. 45(3). P. 440–446.
3. Nikovskaya G. N., Kalinichenko K. V., Legenchuk A. V., Ulberg Z. R. J. Heavy metals in sludge sediment after biochemical purification of municipal wastewaters. *Water Chem. Technol.* 2011. 33(5). P. 333–338.
4. Pashutina L. N., Drozd G. Y., Davydov S. I. A problem of setting of norms of maintenance of heavy metals is in a biohumus. *Naukovyi visnyk LNAU*. 2009. (8). P. 66–69.
5. Matthews P., Spinosa L., Vesilind P. A. Options or biosolids utilization and sludge disposal. Sludge into biosolids. Processing, disposal and utilization. (Ed.). London: IWA Publishing. 2001, P. 41–73.
6. Ryu H. W., Moon H. S., Lee E. Y., Cho K. S., Choi H. Leaching characteristics of heavy metals from sewage sludge by. *Acidithio-bacillus thiooxidans* MET. *J. Environm. Qual.* 2003. 32(3). P. 751–759.
7. Wang J. Y., Zhang D. S., Stabnikova O., Tay J. H. Processing dewatered sewage sludge using electrokinetic technology. *Water Sci. Technol.* 2004, 50(9). P. 205–211.
8. Pryshliak N., Lutsiak V., Tokarchuk D., & Semchuk I. The Empirical Research of The Potential, Awareness and Current State of Agricultural Waste Use to Ensure Energy Autonomy of Agricultural Enterprises of Ukraine. *Journal of Environmental Management And Tourism*. 2020. № 11 (7). P. 1634–1648. DOI: [https://doi.org/10.14505/jemt.v11.7\(47\).04](https://doi.org/10.14505/jemt.v11.7(47).04)
9. Jakubus M., Czekala J., Polish J. Heavy metal speciation in wage sludge. *Environ. Stud.* 2001. 10(4). P. 245–250.
10. Council Directive of 12 June 1986 concerning the protection of the environment and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture: Directive 86/278/EEC. Official Journal. 1986. 6 с.
11. Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення: ДСТУ 7369:2013 [Чинний від 2014–01–01]. К. : Мінекономрозвитку України. 2014. 7 с. (Національний стандарт України).
12. Кириленко І. В., Токарчук Д. М. Ефективна організація використання відходів аграрних підприємств у формуванні енергетичної та екологічної безпеки. *Економіка, фінанси, менеджмент: актуальні питання науки і практики*. 2020. №2 (56). С. 66–83. DOI: 10.37128/2411-4413-2020-2-9
13. Govoreanu R., Saveyn H., Van der Meeren P., Vanrolleghem P. A. Simultaneous determination of activated sludge floc size distribution by different techniques. *Water Sci Technol.* 2004. 50(12). P. 39–46.
14. Tyagi R. D., Meunier N., Blais J. F. Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching – effect of temperature. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996, 46(4). P. 422–431.
15. Nielsen P. H., Frolund B., Keiding K. Changes in the composition of extracellular polymeric substances in activated sludge during anaerobic storage. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996, 44(6). P. 823–830.
16. Kuhn S. P., Pfister R. M. Adsorption of mixed metals and cadmium by calciumalginate immobilized *Zoogloea ramigera*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1989, 31(5–6). P. 613–618.

References

- [1] Suchkova N. G. Analysis of the problem of treatment plant sludge fields reclamation and perspectives for Kharkiv region. *Abstract of the International congress – Ecology, Technology, Economy Water Supply and Sanitation*. Yalta, Ukraine. May 2007. P. 22–26. [in English].
- [2] Shooner F., Tyagi R. D. Thermophilic microbial leaching of heavy metals from municipal sludge using indigenous sulphuroxidizing microbiota. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996. 45(3). P. 440–446. [in English].
- [3] Nikovskaya G. N., Kalinichenko K. V., Legenchuk A. V., Ulberg Z. R. J. Heavy metals in sludge sediment after biochemical purification of municipal wastewaters. *Water Chem. Technol.* 2011. 33(5). P. 333–338. [in English].
- [4] Pashutina L. N., Drozd G. Y., Davydov S. I. A problem of setting of norms of maintenance of heavy metals is in a biohumus. *Naukovyi visnyk LNAU*. 2009. (8). P. 66–69. [in English].
- [5] Matthews P., Spinosa L., Vesilind P. A. Options or biosolids utilization and sludge disposal. Sludge into biosolids. Processing, disposal and utilization. (Ed.). London: IWA Publishing. 2001, P. 41–73. [in English].
- [6] Ryu H. W., Moon H. S., Lee E. Y., Cho K. S., Choi H. Leaching characteristics of heavy metals from sewage sludge by. *Acidithio-bacillus thiooxidans* MET. *J. Environm. Qual.* 2003. 32(3). P. 751–759. [in English].
- [7] Wang J. Y., Zhang D. S., Stabnikova O., Tay J. H. Processing dewatered sewage sludge using electrokinetic technology. *Water Sci. Technol.* 2004, 50(9). P. 205–211. [in English].



- [8] Pryshliak N., Lutsiak V., Tokarchuk D., & Semchuk I. The Empirical Research of The Potential, Awareness and Current State of Agricultural Waste Use to Ensure Energy Autonomy of Agricultural Enterprises of Ukraine. *Journal of Environmental Management And Tourism*. 2020. № 11 (7). P. 1634–1648. DOI: [https://doi.org/10.14505/jemt.v11.7\(47\).04](https://doi.org/10.14505/jemt.v11.7(47).04) [in English].
- [9] Jakubus M., Czekala J., Polish J. Heavy metal speciation in waste sludge. *Environ. Stud.* 2001. 10(4). P. 245–250. [in English].
- [10] Council Directive of 12 June 1986 concerning the protection of the environment and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture: Directive 86/278/EEC. Official Journal. 1986. 6 c. [in English].
- [11] Stіchni vody. Vymohy do stіchnykh vod i yikhnikh osadiv dlia zroshuvannia ta udobriuvannia: DSTU 7369:2013 [Chynnyi vid 2014–01–01]. K. : Minekonomrozvytku Ukrainy. 2014. 7 s. (Natsionalnyi standart Ukrainy). [in Ukrainian].
- [12] Kyrylenko I. V., Tokarchuk D. M. Efektyvna orhanizatsiia vykorystannia vidkhodiv ahrarnykh pidpriemstv u formuvanni enerhetychnoi ta ekolohichnoi bezpeky. *Ekonomika, finansy, menedzhment: aktualni pytannia nauky i praktyky*. 2020. №2 (56). S. 66–83. DOI: 10.37128/2411-4413-2020-2-9. [in Ukrainian].
- [13] Govoreanu R., Saveyn H., Van der Meeren P., Vanrolleghem P. A. Simultaneous determination of activated sludge floc size distribution by different techniques. *Water Sci Technol.* 2004. 50(12). P. 39–46. [in English].
- [14] Tyagi R. D., Meunier N., Blais J. F. Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching – effect of temperature. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996, 46(4). P. 422–431. [in English].
- [15] Nielsen P. H., Frolund B., Keiding K. Changes in the composition of extracellular polymeric substances in activated sludge during anaerobic storage. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1996, 44(6). P. 823–830. [in English].
- [16] Kuhn S. P., Pfister R. M. Adsorption of mixed metals and cadmium by calciumalginate immobilized *Zoogloea ramigera*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1989, 31(5–6). P. 613–618. [in English].

MAIN CHARACTERISTICS OF WASTEWATER SEDIMENTS

The processes of self-purification of nature due to the high concentration of xenobiotics and high resistance to decomposition are very slow. Therefore, an urgent environmental task is to restore the environment: rational processing of industrial and agricultural waste, restoration of land fertility from toxic chemicals, disposal of sludge from sewage treatment plants, purification of water sources, etc. Among the above environmental problems of production and consumption, which associated with waste from sewage treatment plants

As a result of household and industrial human activities, liquid waste is generated in the form of wastewater, which is discharged into the sewer. In the process of passing the wastewater treatment stage at the treatment plant, sludge is formed, which is dehydrated on sludge sites in natural conditions. This process is lengthy and takes up large areas. In addition, the storage of sludge leads to the spread of an unfavorable gas-air background, soil and groundwater pollution with toxic components that make up the sediment.

Disposal of sewage waste is also associated with large volumes of sludge processing (for Ukraine it is necessary to process more than 1.8 million tons / year), accumulated over the years on sludge sites and carry environmental hazards in areas of storage sites or on the developed "silt" maps " located near populated areas. Silt sludge is strictly forbidden to be stored without special permits and conditions, it cannot be buried in ordinary landfills, the requirements for sludge sites are regulated by the state standard DSTU 8727:2017.

Key words: sewage sludge, characteristics, sludge maps, purification, disposal.

F. 1. Table. 2. Fig. 1. Ref. 17.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Пазюк Вадим Михайлович – доктор технічних наук, доцент, провідний науковий співробітник Інституту технічної теплофізики Національної академії наук України (вул. Булаховського, 2, корп. 2, м. Київ, 03164, Україна, e-mail: vadim_pazuk@ukr.net, <https://orcid.org/0000-0002-4955-1941>).

Токарчук Олексій Анатолійович – кандидат технічних наук, доцент кафедри технологічних процесів та обладнання переробних і харчових виробництв Вінницького національного аграрного університету (вул. Сонячна, 3, м. Вінниця, 21008, Україна, e-mail: tokarchuk@vsau.vin.ua, <https://orcid.org/0000-0001-8036-1743>).

Vadym Paziuk – Doctor of Technical Sciences, Associate Professor, Leading Researcher at the Institute of Technical Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine (2 Bulakhovskogo st., Building 2, Kiev, 03164, Ukraine, e-mail: vadim_pazuk@ukr.net, <https://orcid.org/0000-0002-4955-1941>).

Oleksii Tokarchuk – PhD, Associate Professor of the Department of “Technological Processes and Equipment of Processing and Food Productions” of the Vinnytsia National Agrarian University (3, Solnyshchaya St., Vinnytsia, 21008, Ukraine, e-mail: tokarchuk@vsau.vin.ua, <https://orcid.org/0000-0001-8036-1743>).