

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Середа Андрій Сергійович

УДК 628.316: 628.356.23

ДИСЕРТАЦІЯ
ДВОСТАДІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТІВ СМІТТЄЗВАЛИЩ В
АЕРОБНИХ ЛАГУНАХ ТА МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ
спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека, галузь знань 101 - екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело


_____ А.С.Середа

(підпис,

ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник Мальований Мирослав Степанович, доктор технічних наук,
професор, Заслужений діяч науки і техніки України

Львів – 2018

Середа А.С. Двостадійне очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України, Львів, 2018.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради К 35.052.22. Національного університету «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України.

В дисертаційному дослідженні розв'язана актуальна науково-практична задача: підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробних лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах. Запропонований спосіб уникнення екологічної небезпеки від інфільтратів сміттєзвалищ дозволить успішно реалізувати в подальшому технічну та біологічну рекультивацію сміттєзвалищ.

Розглянуті методологічні основи досягнення екологічної безпеки сміттєзвалищ в умовах переходу на сучасні технології утилізації твердого побутового сміття (ТПВ) в Україні. Приведені дані моніторингу забруднень гідросфери в зоні впливу сміттєзвалища на прикладі Гридовицького (Львівського) звалища ТПВ. Показано, що вирішення проблеми впровадження інноваційних технологій управління ТПВ можливе лише за умови комплексного підходу.

Запропоновано попереднє очищення інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища здійснювати в аеробній лагуні, а доочищення - на каналізаційних очисних спорудах Львова. В лабораторних умовах досліджено аеробну стадію (в статичних та динамічних умовах). В статичних умовах досліджено кінетику зміни концентрації $\text{NH}_4\text{-N}$, рН, ХСК та розчиненого кисню в процесі біологічного аеробного очищення інфільтрату, а також залежність цієї кінетики від витрати повітря аерації та добавки активного мулу. В динамічних умовах встановлено оптимальний час затримки фільтрату в аерованій лагуні, залежність зміни відносної

концентрації амонійного азоту в інфільтраті для температур реалізації процесу, добавлення в систему насадкових тіл для іммобілізації на них біоценозу, кінетику зміни відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті від періодичності аерації. Досліджено особливості розвитку біоценозу керованої лагуни. Проведений аналіз технологічних особливостей реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробній лагуні.

На основі проведених досліджень на пілотній установці, що імітує роботу Львівських каналізаційних очисних споруд, встановлено мінімально допустиму ступінь розведення фільтратів міськими стоками з ціллю забезпечення ефективної роботи цих очисних споруд. Для очищення фільтратів на міських каналізаційних очисних спорудах (КОС) у динамічному режимі підтверджена стабільність показників очищення в часі. Систематичного статистично значимого зростання концентрацій в активованому мулі жодного із важких металів в процесі очищення суміші інфільтрату та побутових стків не спостерігалось. Елементний аналіз відпрацьованого активного мулу після його біорозкладу підтвердив можливість використання як добрив для рекультивації порушених земель. В результаті узагальнення даних досліджень запропонована загальна стратегія двостадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ.

Ключові слова: екологічна безпека, інфільтрати, двостадійне очищення, аерована лагуна, біоценоз, каналізаційні очисні споруди, динамічний, статичний режим.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Біогаз із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні. Перспективи виробництва/ Мальований М.С. та ін. *Хімічна промисловість України*. 2015. № 6(13). С. 34-39.
2. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів/ Мороз О.І. та ін. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С.83-88.

3. Аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ та стратегія її мінімізації (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища) / Мальований Мирослав, Слюсар Віра, Середя Андрій, Стокалюк Олег. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2017. № 1 (15). С.5-11.
4. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V. Ways to Minimize Environmental Hazards From Pollution of the Environment in the Zone of Influence of the Hrybovychi Landfill. *Environmental problems*. 2017. V 2, N 2. P.65-70.
5. Two-stage landfill leachate treatment in aerated lagoons and at a municipal wastewater treatment plant/ Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Sereda A. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. № 1(10). P. 11-18.

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

6. Мальований М.С. Середя А.С., Мальований А.М. Стратегія уникнення екологічної небезпеки від нагромадження відпрацьованого активного мулу на Львівських очисних спорудах/ *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: зб. матеріалів Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: НУЦЗУ, 2015. С.130.
7. Виробництво біогазу із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні / Мальований М.С., Жук В.М., Середя А.С., Одуха М.С. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: Матеріали 15 Міжнар. наук.-практ. конф. 26-27 травня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. С. 168-170.
8. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V Disposal of waste sludge from municipal sewage treatment plants. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. С.160.
9. Слюсар В.Т. Середя А.С Дослідження можливості очищення фільтратів львівського полігону твердих побутових відходів аерацією. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване*

- природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. с. 152.
10. Sliusar Vira, Sereda Andriy, Malovanyu Myroslav Research Possibility of the Previous Cleaning of Filtrates at Lviv landfill by an Aeration Methods. *Litteris et Artibus*: Матеріали. VI Міжнар. молодіжн. наук. форум. 24 - 26 листопада 2016. Львів: НУ ЛП, 2016. С. 476-477.
 11. Дослідження кінетики біологічного очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Мальований М.С. та ін. «*Екогеофорум-2017*». *Актуальні проблеми та інновації*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. 22-25 березня 2017 р. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2017. – С. 141-142.
 12. Технологічні аспекти очищення накопичених у ставках-накопичувачах фільтратів Грибовицького сміттєзвалища. Мальований М.С. та ін. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії*: зб. матеріалів V Міжнар. наук.-практ. конф. 26-28 квітня 2017 р. Запоріжжя: ЗНУ, 2017. С. 209-210.
 13. Мальований М.С., Серeda А.С., Слюсар В.Т. Алгоритм мінімізації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища у Львівській області. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*: зб. наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф. 21 квітня 2017 р. Харків: Харків. держ. наук. б-ка ім. В.Г.Короленка, 2017. С.20-25.
 14. Вашкурак М.Ю., Серeda А.С., Мальований М.С. Перспективна технологія біологічного очищення інфільтрату полігонів твердих побутових відходів у аеробних лагунах. *Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів*: матер. Щорічн. міжнар. наук.-техн. конф. (Студентська секція). 25-26 квітня 2017 р. Харків. 2017. С. 156.
 15. Очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Серeda А.С. та ін. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: матер. 16 міжнар. наук.-практ. конф. 25-26 травня, 2017 р. Львів: НУ ЛП, 2017. С.142-143.

16. Мінімізація екологічної небезпеки від впливу сміттєзвалищ/ Середа А.С. та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*: Матеріали XVII Міжнар. наук.-практ. конфер. 01–03 червня 2017 року. Кременчук: КрНУ, 2017. – С.88.
17. Комбіновані процеси інтегрованих технологій очищення стічних вод із використанням природних сорбентів / Мальований М., Сакалова Г., Шандрович В., Середа А. *Chemical Technology and Engineering*: зб. тез допов. Міжнар. наук.-практ. конф. 26-30 червня 2017 року. Львів: НУ ЛП, 2017. С.400-401.
18. Дослідження вмісту інфільтратів звалища твердих побутових відходів (на прикладі Львівського полігону)/Середа А.С., Слюсар В.Т., Вронська Н.Ю., Мальований М.С. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: Матер. 2-ї Міжнар. наук.-практ. конф. 18-19 жовтня 2017р. Львів: НУ ЛП, 2017. - С.101.
19. Слюсар В.Т. Середа А.С. Екологічна небезпека спричинена інфільтратами сміттєзвалищ (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища). *Сталий розвиток погляд у майбутнє*: зб. матеріалів семінару. 15 вересня 2017 р. Львів: НУ ЛП, 2017. С.40.
20. Мальований М., Середа А., Жук В. Розроблення системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. *SDEV'2018*: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.171-173.
21. Двостадійна аеробно-реагентна технологія очищення інфільтратів сміттєзвалищ/Мальований М та ін. *SDEV'2018*: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.147-149.
22. Мікробіоценози озер інфільтратів львівського полігону твердих побутових відходів/Масловська О. та ін. *SDEV'2018*: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.218-220.

- 23.Інноваційні комплексні технології очищення побутових стоків та інфільтратів сміттєзвалищ/Мальований Мирослав та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки: Матеріали XVIII Міжнар. наук.-практ. конфер. 11–13 травня 2018 року. Кременчук: КрНУ, 2018. – С.108.*
- 24.Вплив режиму аерації на ефективність зменшення вмісту амонійного азоту в фільтратах Грибовицького сміттєзвалища/Мальований М.С., Жук В.М., Серета А.С., Слюсар В.Т. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання: матер. 17 міжнар. наук.-практ. конф. 24-25 травня, 2018 р. Львів: НУ ЛПІ, 2018. С.136-139.*

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

- 25.Дослідження технології біологічного очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні/ Мальований М.С., Жук В.М., Слюсар В.Т., Серета А.С. *Сталий розвиток – XXI століття: управління, технології, моделі. Дискусії 2017: Колективна монографія. Київ, 2017. С.429-439.*
- 26.Technological aspects of the pre-treatment of leachate, stored at the retention ponds of the Grybovychi landfill, Lviv region, Ukraine/ Malovanyu M. and oth. *Water security: monograph. Mykolaiv: PMBSNU; Bristol: UWE, 2017. P. 88-97.*
- 27.Scientific and technological aspects of a two-stage leachate pretreatment at Lviv municipal solid waste landfil/ Malovanyu M. and oth. *Water supply and wastewater disposal: monograph. Lublin: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak, 2018. P. 110-123.*
- 28.Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів: пат. 120857 Україна: МПК С02F 3/00. № u201704247; заявл. 28.04.2017; опубл. 27.11.2018, Бюл. № 22.

Sereda A.S. Two-stage purification of landfills` infiltrates in aerobic lagoons and municipal pollution control facilities. - Qualifying scientific work on the rights of manuscripts.

Dissertation for the degree of a candidate of technical sciences (doctor of philosophy) in specialty 21.06.01 - ecological safety. - National University "Lviv Polytechnic" Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2018.

The defense of the dissertation will be held at a meeting of the specialized academic council K 35.052.22. in National University "Lviv Polytechnic" Ministry of Education and Science of Ukraine. – Lviv, 2018.

In dissertation research an actual scientific-practical task is solved: increase of hydrosphere environmental safety through two-stage purification of landfills` infiltrates in aerobic lagoons and municipal pollution control facilities. Proposed way to avoid environmental danger from landfills` infiltrates will enable to implement technical and biological recultivation of landfills successfully.

Methodological bases for achievement of environmental safety on landfills under conditions of transition to modern technologies for solid municipal waste`s utilization in Ukraine were viewed. Monitoring data for hydrosphere pollution in landfill`s impact zone on example of Hradovytske (Lviv) landfill of solid municipal wastes were given. It was shown that solution for solid municipal wastes management innovation technologies` implementation is possible under conditions of complex approach.

Pre-treatment of Hrybovytske landfill`s infiltrates was suggested to apply in aerobic lagoon and tertiary treatment – on sewerage pollution control facilities of Lviv. Under laboratory conditions an aerobic stage was studied (under static and dynamic conditions). Under static conditions kinetics of concentrations alteration of $\text{NH}_4\text{-N}$, pH, COD and dissolved oxygen was studied in the process of biological aerobic purification of infiltrate, and also dependence of this kinetics from aeration air consumption and addition of active sludge. Under dynamic conditions it was set an optimum time of filtrate delay in aerobic lagoon, dependence of ammonium nitrogen relative concentration in infiltrate for implementation process temperature, addition in the system attached bodies for biocenosis

immobilization on them, kinetics of ammonium nitrogen relative concentration in infiltrate from periodical aeration. Peculiarities of biocenosis development in managed lagoon were studied. The analysis of landfills' infiltrates pretreatment stage's technological peculiarities in aerobic lagoon was conducted.

Based on conducted researches in pilote plant, that imitates work of Lviv sewerage pollution control facilities, a minimal permissible level of filtrates' dissemination in municipal effluents aiming effective work supply of these pollution control facilities was set. For purification of filtrates on municipal pollution control facilities in dynamic regime a stability of purification indicators in time was confirmed. Systematically static consistent increase of the active sludge's concentrations of none from heavy metals in the process of infiltrate's mixture and municipal effluents' purification was observed. Elementary analysis of the processed active sludge after its biodegradation approved an opportunity to be used as fertilizer for damaged lands' recultivation. As a result from generalization of given studies a general strategy for two-stage landfills' infiltrates purification was proposed.

Keywords: environmental safety, infiltrates, two-stage purification, aerobic lagoon, biocenosis, sewerage pollution control facilities, dynamic, static regime.

LIST OF PUBLICATIONS

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published:

1. Biohaz iz osadiv stichnykh vod munitsypalnykh kanalizatsiinykh ochysnykh sporud v Ukraini. Perspektyvy vyrobnytstva/ Malovanyy M.S. ta in. *Khimichna promyslovisht Ukrainy*. 2015. № 6(13). S. 34-39.
2. Analiz perspektyv aerobnoho ochyshchennia infiltrativ smittiezvalyshch ta polihoniv tverdykh pobutovykh vidkhodiv/ Moroz O.I. ta in. *Naukovyi visnyk NLTU Ukrainy*. 2017. Vyp. 27(3). S.83-88.
3. Analiz ekolohichnoi nebezpeky isnuiuchykh smittiezvalyshch ta stratehiia yii minimizatsii (na prykladi Hrybovytskoho smittiezvalyshcha) / Malovanyy

- Myroslav, Sliusar Vira, Sereda Andrii, Stokaliuk Oleh. *Ekolohichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannia*. 2017. № 1 (15). S.5-11.
4. Malovanyy M., Sereda A., Sliusar V. Ways to Minimize Environmental Hazards From Pollution of the Environment in the Zone of Influence of the Hrybovychi Landfill. *Environmental problems*. 2017. V 2, N 2. P.65-70.
 5. Two-stage landfill leachate treatment in aerated lagoons and at a municipal wastewater treatment plant/ Malovanyy M., Zhuk V., Sliusar V., Sereda A. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. № 1(10). P. 11-18.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

6. Malovanyy M.S. Sereda A.S., Malovanyy A.M. Stratehiia unyknennia ekolohichnoi nebezpeky vid nahromadzhennia vidpratsovanoho aktyvnoho mulu na Lvivskykh ochysnykh sporudakh/ *Prykladni aspekty tekhnohenno-ekolohichnoi bezpeky: zb. materialiv Mizhnar. nauk.-prakt. konf. Kharkiv: NUTsZU, 2015. S.130.*
7. Vyrobnnytstvo biohazu iz osadiv stichnykh vod munitsypalnykh kanalizatsiinykh ochysnykh sporud v Ukraini / Malovanyi M.S., Zhuk V.M., Sereda A.S., Odukha M.S. *Resursy pryrodnykh vod Karpatskoho rehionu. Problemy okhorony ta ratsionalnoho vykorystannia: Materialy 15 Mizhnar. nauk.-prakt. konf. 26-27 travnia 2016 r. Lviv: NU LP, 2016. S. 168-170.*
8. Malovanyy M., Sereda A., Sliusar V Disposal of waste sludge from municipal sewage treatment plants. *Zakhyst navkolyshnoho seredovyshcha. Enerhooshchadnist. Zbalansovane pryrodokorystuvannia: zb. materialiv 4-y Mizhnar. konhr. 21-23 veresnia 2016 r. Lviv: NU LP, 2016. S.160.*
9. Sliusar V.T. Sereda A.S Doslidzhennia mozhyvosti ochyshchennia filtrativ lvivskoho polihonu tverdykh pobutovykh vidkhodiv aeratsiieiu. *Zakhyst navkolyshnoho seredovyshcha. Enerhooshchadnist. Zbalansovane pryrodokorystuvannia: zb. materialiv 4-y Mizhnar. konhr. 21-23 veresnia 2016 r. Lviv: NU LP, 2016. s. 152.*

10. Sliusar Vira, Sereda Andriy, Malovanyy Myroslav Research Possibility of the Previous Cleaning of Filtrates at Lviv landfill by an Aeration Methods. *Litteris et Artibus: Materialy. VI Mizhnar. molodizhn. nauk. forum.* 24 - 26 lystopada 2016. Lviv: NU LP, 2016. S. 476-477.
11. Doslidzhennia kinetyky biolohichnoho ochyshchennia infiltrativ Hrybovytskoho smittiezvalyshcha v aerobnii lahuni / Malovanyy M.S. ta in. «*Ekoheoforum-2017*». *Aktualni problemy ta innovatsii: materialy Mizhnar. nauk.-prakt. konf.* 22-25 bereznia 2017 r. Ivano-Frankivsk: IFNTUNH, 2017. – S. 141-142.
12. Tekhnolohichni aspekty ochyshchennia nakopychenykh u stavkakh-nakopychuvachakh filtrativ Hrybovytskoho smittiezvalyshcha. Malovanyy M.S. ta in. *Suchasni problemy biolohii, ekolohii ta khimii: zb. materialiv V Mizhnar. nauk.-prakt. konf.* 26-28 kvitnia 2017 r. Zaporizhzhia: ZNU, 2017– S. 209-210.
13. Malovanyy M.S., Sereda A.S., Sliusar V.T. Alhorytm minimizatsii ekolohichnoi nebezpeky v zoni vplyvu Hrybovytskoho smittiezvalyshcha u Lvivskii oblasti. *Ekolohichna bezpeka: suchasni problemy ta propozytsii: zb. nauk. prats Vseukr. nauk.-prakt. konf.* 21 kvitnia 2017 r. Kharkiv: Kharkiv. derzh. nauk. b-ka im. V.H.Korolenka, 2017. S.20-25.
14. Vashkurak M.J., Sereda A.S., Malovanyy M.S. Perspektyvna tekhnolohiia biolohichnoho ochyshchennia infiltratu polihoniv tverdykh pobutovykh vidkhodiv u aerobnykh lahunakh. *Ekolohichna i tekhnohenna bezpeka. Okhorona vodnoho i povitrianoho baseiniv. Utylizatsiia vidkhodiv: mater. Shchorichn. mizhnar. nauk.-tekh. konf. (Studentska sektsiia).* 25-26 kvitnia 2017 r. Kharkiv. 2017. S. 156.
15. Ochyshchennia infiltrativ Hrybovytskoho smittiezvalyshcha v aerobnii lahuni / Sereda A.S. ta in. *Resursy pryrodnykh vod Karpatskoho rehionu. Problemy okhorony ta ratsionalnoho vykorystannia: mater.* 16 mizhnar. nauk.-prakt. konf. 25-26 travnia, 2017 r. Lviv: NU LP, 2017. S.142-143.
16. Minimizatsiia ekolohichnoi nebezpeky vid vplyvu smittiezvalyshch/ Sereda A.S. ta in. *Idei akademika V.I. Vernadskoho ta problemy staloho rozvytku osvity i nauky:*

- Materialy XVII Mizhnar. nauk.-prakt. konfer. 01–03chervnia 2017 roku. Kremenchuk: KrNU, 2017. – S.88.
17. Kombinovani protsesy intehrovanykh tekhnolohii ochyshchennia stichnykh vod iz vykorystanniam pryrodnykh sorbentiv / Malovanyy M., Sakalova H., Shandrovykh V., Sereda A. *Chemical Technology and Engineering*: zb: tez dopov. Mizhnar. nauk.-prakt. konf. 26-30 chervnia 2017 roku. Lviv: NU LP, 2017. S.400-401.
 18. Doslidzhennia vmistu infiltrativ zvalyshcha tverdykh pobutovykh vidkhodiv (na prykladi Lvivskoho polihonu)/Sereda A.S., Sliusar V.T., Vronska N.Iu., Malovanyy M.S. *Vodopostachannia ta vodovidvedennia: proektuvannia, budova, ekspluatatsiia, monitorynh*: Mater. 2-yi Mizhnar. nauk.-prakt. konf. 18-19 zhovtnia 2017r. Lviv: NU LP, 2017. - S.101.
 19. Sliusar V.T. Sereda A.S. Ekolohichna nebezpeka sprychynena infiltratamy smittiezvalyshch (na prykladi Hrybovytskoho smittiezvalyshcha). *Stalyi rozvytok – pohliad u maibutnie*: zb. materialiv seminaru. 15 veresnia 2017 r. Lviv: NU LP, 2017. - S.40.
 20. Malovanyy M., Sereda A., Zhuk V. Rozroblennia systemy zakhodiv dlia likvidatsii ekolohichnoi nebezpeky v zoni vplyvu Hrybovytskoho smittiezvalyshcha. *SDEV'2018*: Mater. Mizhnar. nauk. sympoz. 28 liutoho – 3 bereznia 2018 r., Slavske: NU LP, 2018. S.171-173.
 21. Dvostadiina aerobno-reahentna tekhnolohiia ochyshchennia infiltrativ smittiezvalyshch/ Malovanyy M ta in. *SDEV'2018*: Mater. Mizhnar. nauk. sympoz. 28 liutoho – 3 bereznia 2018 r., Slavske: NU LP, 2018. S.147-149.
 22. Mikrobiotsenozy ozer infiltrativ lvivskoho polihonu tverdykh pobutovykh vidkhodiv/Maslovska O. ta in. *SDEV'2018*: Mater. Mizhnar. nauk. sympoz. 28 liutoho – 3 bereznia 2018 r., Slavske: NU LP, 2018. S.218-220.
 23. Innovatsiini kompleksni tekhnolohii ochyshchennia pobutovykh stokiv ta infiltrativ smittiezvalyshch/Malovanyi Myroslav ta in. *Idei akademika V.I. Vernadskoho ta problemy staloho rozvytku osvity i nauky*: Materialy XVIII Mizhnar. nauk.-prakt. konfer. 11–13 travnia 2018 roku. Kremenchuk: KrNU, 2018. – S.108.

24. Vplyv rezhymu aeratsii na efektyvnist zmenshennia vmistu amoniinoho azotu v filtratakh Hrybovytskoho smittiezvalyshcha/Malovanyi M.S., Zhuk V.M., Sereda A.S., Sliusar V.T. Resursy pryrodnykh vod Karpatskoho rehionu. Problemy okhorony ta ratsionalnogo vykorystannia: mater. 17 mizhnar. nauk.-prakt. konf. 24-25 travnia, 2018 r. Lviv: NU LP, 2018. S.136-139.

Scientific works, which additionally reflect the scientific results of the dissertation:

25. Doslidzhennia tekhnolohii biolohichnoho ochyshchennia infiltrativ Hrybovytskoho smittiezvalyshcha v aerobnii lahuni/ Malovanyy M.S., Zhuk V.M., Sliusar V.T., Sereda A.S. *Stalyi rozvytok – XXI stolittia: upravlinnia, tekhnolohii, modeli. Dyskusii 2017: Kolektyvna monohrafiia*. Kyiv, 2017. S.429-439.

26. Technological aspects of the pre-treatment of leachate, stored at the retention ponds of the Grybovychi landfill, Lviv region, Ukraine/ Malovanyy M. and oth. *Water security: monograph*. Mykolaiv: PMBSNU; Bristol: UWE, 2017. P. 88-97.

27. Scientific and technological aspects of a two-stage leachate pretreatment at Lviv municipal solid waste landfill/ Malovanyy M. and oth. *Water supply and wastewater disposal: monograph*. Lublin: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak, 2018. P. 110-123.

28. Sposib ochyshchennia infiltrativ zvalyshch tverdykh pobutovykh vidkhodiv: pat. 120857 Ukraina: MPK C02F 3/00. № u201704247; zaiavl. 28.04.2017; opubl. 27.11.2018, Biul. № 22.

З М І С Т

	стор.
ВСТУП	20
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	27
1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери.	27
1.1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери господарсько-побутовими стоками.	27
1.1.1.1. Загальна характеристика систем водопостачання та водовідведення.	27
1.1.1.2. Основні забруднюючі речовини, що потрапляють з господарсько-побутовими стоками.	29
1.1.1.2.1. Забруднення амонієм.	29
1.1.1.2.2. Забруднення нітратами та нітритами.	30
1.1.1.2.3. Забруднення фосфатами.	30
1.1.1.2.4. Забруднення поверхнево-активними речовинами.	31
1.1.2. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери фільтратами звалищ твердих побутових відходів (зокрема, Львівського сміттєзвалища).	31
1.2. Огляд технологій очищення господарсько-побутових стічних вод.	34
1.3. Огляд технологій очищення інфільтрату.	36
1.3.1. Технологія зворотного осмосу.	36
1.3.2. Технологія хімічного та біологічного окиснення.	37
1.3.3. Технологія електроплазмового очищення інфільтрату.	37
1.3.4. Технологія випарювання та сушіння.	38
1.3.5. Технологія зворотного осмосу з попередньою підготовкою фільтрату.	39
1.3.6. Технологія зв'язування фільтрату.	39
1.3.7. Технологія біологічного очищення в анаеробному та аеробному	

реакторах.	40
1.4. Досвід застосування аеробних методів очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів ТПВ.	41
1.5. Огляд технологій утилізації відпрацьованого активного мулу.	45
1.5.1. Одержання добрива з активного мулу.	46
1.5.2. Виготовлення паливних брикетів з активного мулу.	47
1.5.3. Одержання біогазу з активного мулу.	47
1.6. Цілі та завдання досліджень	48
РОЗДІЛ 2. Характеристика об'єкту досліджень. Методи та методики досліджень.	49
2.1. Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження.	49
2.2. Характеристика Грибовицького (Львівського) сміттєзвалища.	51
2.3. Характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях.	53
2.3.1. Характеристика інфільтрату.	53
2.3.2. Характеристика активного мулу КОС.	56
2.4. Методика проведення моніторингових досліджень.	58
2.4.1. Методика відбору проб.	58
2.4.2. Алгоритм візуалізації даних моніторингу забруднення гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.	59
2.5. Методика лабораторного моделювання очищення інфільтратів сміттєзвалища в умовах аерованої лагуни	62
2.6. Методика дослідження стадії доочищення інфільтрату на КОС.	64
2.7. Методика досліджень біоценозу, інактивованого у аеробних лагунах.	67
2.8. Методика досліджень анаеробного розкладу відпрацьованого активного мулу КОС.	70
2.9. Методи аналізу проб.	72

2.9.1.	Методика фотометричного визначення амоній-іонів.	72
2.9.2.	Методика вимірювання концентрації розчиненого кисню (РК) із використанням киснеміра <i>sensionb</i> [™] .	73
2.9.3.	Йодометричний метод визначення розчиненого кисню.	74
2.9.4.	Метод аналізування біохімічного споживання кисню (БСК).	74
2.9.5.	Методика визначення рН.	75
2.9.6.	Методика визначення хімічної потреби в кисні.	75
2.9.7.	Методика дослідження елементного складу активного мулу.	75
2.10.	Висновки до 2 розділу.	77
РОЗДІЛ 3.	Оцінка ступеня екологічної небезпеки від забруднення довкілля в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.	78
3.1.	Ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.	78
3.2.	Моніторинг стану забруднень гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.	81
3.3.	Розроблення системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.	83
3.4.	Висновки і узагальнення до 3 розділу.	91
РОЗДІЛ 4.	Дослідження стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованих лагунах.	93
4.1.	Дослідження процесу біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні в статичному режимі.	94
4.1.1.	Дослідження кінетики зміни параметрів процесу та динаміки очищення від забруднень.	94
4.1.2.	Дослідження залежності процесу очищення від витрати повітря аерації.	96
4.1.3.	Дослідження залежності процесу очищення від добавлення активного мулу КОС.	98
4.2.	Дослідження процесу біологічного очищення інфільтратів в	100

	аерованій лагуні в динамічному режимі.	
4.2.1.	Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від часу затримки інфільтрату в реакторі.	100
4.2.2.	Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від температури.	102
4.2.3.	Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від внесення в систему насадкових тіл для іммобілізації на них біоценозу.	103
4.2.4.	Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від періодичності аерації.	105
4.3.	Дослідження особливостей розвитку біоценозу аерованої лагуни.	110
4.4.	Технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробній лагуні.	113
4.5.	Висновки та узагальнення до 4 розділу.	116
РОЗДІЛ 5.	Дослідження стадії доочищення інфільтратів сміттєзвалищ на міських КОС.	118
5.1.	Дослідження статичного режиму доочищення інфільтратів на міських КОС.	118
5.2.	Дослідження динамічного режиму доочищення інфільтратів на міських КОС.	120
5.3.	Результати аналізу досліджень вмісту зольної речовини активного мулу Львівських міських КОС.	120
5.4.	Дослідження перспективи утилізації відпрацьованого активного мулу Львівських КОС шляхом виробництва біогазу.	123
5.5.	Загальна стратегія двостадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ.	125
5.6.	Узагальнення та висновки до 5 розділу.	129
	Висновки.	130
	Список Літератури.	133

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І
ТЕРМІНІВ**

АМ	Активний мул
БСК	Біохімічне споживання кисню
ГДК	Гранично допустима концентрація
ГН	Граничні норми
ЖКХ	Житлово-комунальне господарство
КОС1, КОС2	Каналізаційні очисні споруди 1 та 2
КНС	Каналізаційна насосна станція
Н1, Н2	Насос 1 та 2
ПЕНТ	Поліетилену низького тиску
ПАР	Поверхнево активні речовини
РК	Розчинений кисень
СВ	Стічні води
ТПВ	Тверді побутові відходи
ХПК	Хімічна потреба в кисні
ХСК	Хімічне споживання кисню
АНАММОХ	Anaerobic ammonium oxidation – анаеробне окиснення амонію
С	Концентрація

C_0	Початкова концентрація іонів амонію
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite –повне автотрофне вилучення азоту за нітритом
$C(\text{NH}_4^+)$, NH_4	Концентрація амонійного азоту
$E_{\text{NH}_4^+}$	Ефект очищення для амонійного азоту
ISE	Іоноселективний електрод
L	Довжина коридору аеротенку
N	Концентрація амонійного азоту у реакторі
OLAND	Oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification – кисне-обмежена автотрофна нітрифікації-денітрифікації
R^2	Коефіцієнт детермінації
SHARON	Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite – одномісний реактор з високою активністю вилучення амонію за нітритом

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Існуючі сміттєзвалища в Україні, генезис створення і функціонування яких надзвичайно подібний для всіх об'єктів, на сьогоднішній день перетворились на потужні джерела екологічної небезпеки. Проблема очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів (ТПВ) та полігонів ТПВ існують на всьому періоді проектування, експлуатації та планового закриття цих об'єктів. Потрібно зауважити, що більшість місць складування ТПВ в Україні є за своєю суттю звалищами, а не полігонами. Полігони ТПВ на відміну від звалищ ТПВ є інженерними спорудами, які обладнані захисним протифільтраційним екраном, системами збору та утилізації інфільтратів та біогазу, системою технічної та біологічної рекультивації заповнених сміттям карт, системою збору та відведення умовно чистих атмосферних вод. У більшості випадків всі ці системи (або більшість із них) на місцях збору ТПВ в Україні відсутні. На стадії проектування сучасних полігонів ТПВ закладається інноваційна технологія очищення зібраного дренажною системою інфільтрату, продуктивність якої відповідає розрахунковій. В період експлуатації пріоритети у виборі системи очищення інфільтрату залежать від історії експлуатації та технічного стану системи збору інфільтрату. Проблемою є вибір системи очищення інфільтрату на стадії закриття звалищ ТПВ, для яких досить часто неконтрольований витік інфільтрату спричинив до накопичення значних його об'ємів у ставках-накопичувачах. Проблема особливо гостра для України, оскільки звалищ ТПВ, які давно потребують закриття, тут дуже багато, актуальна і для інших країн. У вирішенні проблеми ліквідації екологічної небезпеки, викликаній інфільтратами сміттєзвалищ на стадії їх закриття необхідно виділити два етапи:

1 – очищення накопичених інфільтратів для уможливлення реалізації в подальшому проекту рекультивації звалища ТПВ;

2 – очищення інфільтратів, які після рекультивації звалища ТПВ протягом десятиліть будуть утворюватися в тілі звалища ТПВ в результаті біологічних процесів розкладу органічної складової сміття.

Ці етапи корінним чином відрізняються за об'ємною витратою інфільтратів, які надходитимуть на очищення, фізико-хімічними характеристиками та тривалістю реалізації кожного із етапів. Неефективно передбачати єдину технологію для реалізації обох цих етапів. Причинами цього є технологічні (неможливість забезпечення повного навантаження та ефективної роботи обладнання) та фінансові (значні перевитрати коштів) аспекти. Для очищення накопичених інфільтратів перед початком рекультивації сміттєзвалищ перспективним є двохстадійне очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах (КОС). Така технологія знайшла свій розвиток у ряді країн Європи (Велика Британія, Норвегія, Швеція), хоча достатньо обґрунтовані наукові та практичні рекомендації щодо застосування двохстадійного очищення для різних умов очищення та різного складу інфільтратів відсутні. Це викликає необхідність проведення системних наукових досліджень з ціллю визначення оптимальних умов застосування двохстадійного очищення для інфільтратів сміттєзвалищ України та ліквідації екологічної небезпеки від їх накопичення (що в дисертації проводиться на прикладі Грибовицького сміттєзвалища).

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри «Екологія та збалансоване природокористування» Національного університету "Львівська політехніка" і виконувалась згідно із тематикою науково-дослідницької роботи кафедри з проблеми «Очищення і утилізація змішаних стічних вод та забруднених водних середовищ біологічними, реагентними, коагуляційно-флотаційними, адсорбційними та фізичними методами», № державної реєстрації 0117U004017. Дослідження проводились в рамках виконання госпдоговірних робіт «Натурні дослідження стану активного мулу на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II» (замовник ЛМКП «Львівводоканал»), «Лабораторне моделювання очищення інфільтратів твердих побутових відходів в умовах аеробної лагуни» та «Дослідження оптимальних умов реалізації стадії аерації інтегрованого двохстадійного процесу очищення інфільтратів Львівського полігону твердих

побутових відходів в лабораторних та натурних умовах» (замовник - Львівський національний університет імені Івана Франка), у виконанні яких дисертант приймав безпосередню участь.

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробних лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- провести аналіз джерел екологічної небезпеки гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища;
- провести моніторинг забруднення гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища;
- дослідити процес біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні в статичному режимі;
- встановити оптимальні умови біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні в динамічному режимі;
- дослідити особливості розвитку біоценозу аерованої лагуни;
- встановити технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованій лагуні;
- дослідити статичний режим доочищення інфільтратів на міських КОС;
- встановити стабільність параметрів доочищення інфільтратів на міських КОС;
- дослідити вплив важких металів, що містяться у інфільтраті, на склад активного мулу міських КОС;
- дослідити шляхи утилізації відпрацьованого активного мулу.

Об'єкт дослідження - забруднення гідросфери неочищеними інфільтратами сміттєзвалищ.

Предмет дослідження – процеси біологічного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аерованих лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах.

Методи досліджень включають в себе розроблені методики експериментальних досліджень, хімічні методи визначення концентрацій сполук азоту, розчиненого кисню та хімічного споживання кисню. Електрохімічні методи: кондуктометричне визначення електропровідності, рН та розчиненого кисню; потенціометричне визначення іонів амонію.

Наукова новизна одержаних результатів. З ціллю підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери дисертантом отримані такі найбільш важливі наукові результати:

1. Вперше встановлено вплив параметрів реалізації процесу (часу затримки інфільтрату в аерованій лагуні, температури, внесення насадкових тіл та періодичності аерації) на ефективність очищення інфільтрату в аерованій лагуні, що дало можливість оптимізувати процес очищення.

2. Вперше досліджені особливості розвитку біоценозу аерованої лагуни, що дозволило прогнозувати розвиток біологічного процесу очищення інфільтрату.

3. Вперше досліджений вплив на склад активного мулу КОС важких металів, які містяться у інфільтратах, що дозволило забезпечити безперервність реалізації процесу доочищення інфільтрату на КОС.

4. Вперше у напівпромислових умовах на прикладі Львівських КОС досліджено особливості біорозкладу, склад газової фази біорозкладу та елементний склад активного мулу після біорозкладу, що дозволило реалізовувати технологічні заходи щодо зменшення екологічної небезпеки від заскладованого активного мулу.

5. Отримали подальший розвиток дослідження особливостей доочищення інфільтрату на міських КОС в статичному та динамічному режимі, що дало можливість встановити необхідну ступінь розбавлення інфільтрату побутовими стоками та підтвердило стабільність процесу доочищення.

Практичне значення одержаних результатів. Аналіз даних експериментальних досліджень дав змогу розробити та запропонувати для впровадження спосіб двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах, на який отримано патент України.

Результати експериментального дослідження двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах, описані в дисертаційній роботі та виконані за госпдоговорами № 0543 «Натурні дослідження стану активного мулу на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II», №0557 «Лабораторне моделювання очищення інфільтратів твердих побутових відходів в умовах аеробної лагуни» та №0558 «Дослідження оптимальних умов реалізації стадії аерації інтегрованого двохстадійного процесу очищення інфільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів в лабораторних та натурних умовах» передані для впровадження на комунальне підприємство «Збиранка», яке є оператором Грибовицького сміттєзвалища. Наукові та практичні результати дисертаційної роботи використані у лекційних курсах та практичних роботах з дисциплін «Очищення стічних вод» та «Переробка та утилізація муніципальних відходів» Національного університету «Львівська політехніка» для студентів спеціальності 101 «Екологія».

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто опрацьовано літературні джерела за темою дисертаційної роботи, проведено лабораторні та натурні експериментальні дослідження, систематизовано й узагальнено експериментальний матеріал, сформульовано науково обґрунтовані висновки, підготовлено патент на корисну модель України. Постановка задач, розроблення методик дослідження процесів очищення стоків, обговорення поставлених задач проводились та виконувались під керівництвом д.т.н., проф., Заслуженого діяча науки і техніки України Мирослава Мальованого.

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися, обговорювалися і були схвалені на таких міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях: Міжнародна науково-практична конференція «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (4 грудня 2015., м. Харків); П'ятнадцята міжнародна науково-практична конференція «Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання» (26-27 травня 2016 р., м. Львів); 4-й Міжнародний конгрес «Захист

навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (21-23 вересня 2016р, м.Львів); VI Міжнародний молодіжний науковий форум «Litteris et Artibus» (24 - 26 листопада 2016 р., м.Львів,); Міжнародна науково-практична конференція «Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації» (22-25 березня 2017., м.Івано-Франківськ); V Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (26-28 квітня 2017 р., м.Запоріжжя); Всеукраїнська науково-практична конференція «Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції». (21 квітня 2017 р., м.Харків); Міжнародна науково-технічна конференція «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів». (25-26 квітня 2017 р., м.Харків); Шістнадцята міжнародна науково-практична конференція «Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання». (25-26 травня, 2017 р., м.Львів); XVII Міжнародна науково-практична конференція «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (01–03червня 2017 р., м.Кременчук); Міжнародна науково-практична конференція «Chemical Technology and Engineering (Хімічна технологія та інженерія)». (26-30 червня 2017 р., м.Львів); Міжнародна науково – практична конференція «Сталий розвиток – XXI століття: управління, технології, моделі. Дискусії 2017» (11-12 травня 2017 р., м.Київ); 2-а Міжнародна науково-практична конференція «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг». (18-19 жовтня 2017р., м.Львів), Симпозіум «Сталий розвиток – погляд у майбутнє» (15 вересня 2017 р, м.Львів), Міжнародний науковий симпозіум SDEV'2018 «Сталий розвиток – стан та перспективи» (28 лютого – 03 березня 2018 р., Славське), Сімнадцята міжнародна науково-практична конференція «Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання». (24-25 травня, 2019 р., м.Львів); XVIII Міжнародна науково-практична конференція «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (11-13 травня 2018 р., м. Кременчук).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 28 друкованих наукових праць, в тому числі 3 статті в колективних монографіях, 2 статті у виданнях, що входять до наукометричних баз даних (Scopus і Index Copernicus), 3 статті у фахових виданнях із технічних наук, 19 тез доповідей на міжнародних наукових конференціях, та 1 деклараційний патент України на корисну модель.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаної літератури та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 177 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 37 рисунками, текст містить 7 таблиць, у бібліографії наведено 144 літературних джерела, дисертація містить 6 додатків.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Екологічна небезпека забруднень гідросфери продуктами техногенної діяльності

1.1.1. Екологічна небезпека забруднення гідросфери господарсько-побутовими стоками. Житлово-комунальне господарство (ЖКХ) України займає важливу роль серед галузей невиробничої сфери. ЖКХ є багатогалузевою технічно забезпеченою галуззю, що містить у собі комплекс послуг та має розгалужену структуру, яка забезпечує нагальні (базові) життєві потреби населення. Територіальна роз'єднаність житлово-комунальних об'єктів є специфічною особливістю цієї галузі, яка з ціллю забезпечення життєдіяльності суспільства вимагає цілодобової надійної експлуатації [1]. Фактично усі поверхневі джерела водопостачання України інтенсивно забруднюються через низьку якість очищення стічних вод [2]. Небезпечним джерелом забруднення водою є неочищені та недостатньо очищені господарсько-побутові стічні води, тобто стічні води ЖКХ. Вони утворюються в населених пунктах в процесі використання питної води для господарської та побутової діяльності людини та її фізіологічних потреб. Об'єм питної води, що споживається в населеному пункті, практично дорівнює обсягу господарсько-побутових стічних вод [3].

1.1.1.1. Загальна характеристика систем водопостачання та водовідведення. Основним джерелом водоспоживання та водокористування є річки, кожного року, кількість води, що використовується одним жителем планети, зростає. Споживання води збільшилось в три рази згідно із даними Світового банку з 1950 року, а протягом 20 років збільшиться ще на 40% [4].

Майже половина населення світу (47%) станом на 2030 р. буде жити в умовах гострого дефіциту води (відповідно до представленого аналізу екологічних тенденцій [5]). Через нестійке користування та управління водними ресурсами та під впливом зміни клімату дефіцит води підвищиться - Україна потрапляє у зону

ризик. У середньому, від 1/5 до 2/5 населенням в містах із кількістю мешканців менше 100 тисяч чоловік одержує воду в будинки за встановленим графіком, а 30% від загального об'єму води, що надходить у мережі, втрачаються у водопровідних мережах [6]. Масштаб виробництва води та водоспоживання в країнах ЄС та Центральної Європи на душу населення є низьким у порівнянні із масштабами виробництва води на Україні [7]. У поєднанні зі значними втратами та надмірним споживанням, це призводить до високих витрат на забір води, роботу насосних станцій та всієї системи водопостачання в цілому. Встановлені Всесвітньою організацією охорони здоров'я (ВООЗ) норми витрати води на душу населення, становлять 450 літрів на добу. Це включає не тільки споживану в побуті воду, але й воду, необхідну для роботи підприємств, лікарень, шкіл, і т.п. В Україні на одну людину використовується від 350 до 400 літрів у залежності від регіону, у країнах Європи на одну людину використовується 130-140 літрів води, у США – 200 [7].

Норми споживання води залежать від багатьох факторів [3]:

- природно-кліматичних умов,
- системи водоспоживання в населеному пункті,
- благоустрою окремо розташованого об'єкту або населеного пункту.

Вже сьогодні набувають особливої актуальності заходи, спрямовані на раціональне водокористування. Досить високий відсоток міського населення в Україні (99,1%) згідно зі статистичними даними охоплене послугою централізованого водопостачання.

Близько 12% води, що подається населенню через систему централізованого водопостачання, не відповідає вимогам стандартів. В ряді населених пунктів існують тимчасові обмеження на подачу води: близько 9% населення та 20% підприємств протягом останніх років отримують воду за графіком [7].

Послугами водовідведення в загальному в Україні охоплено понад 75% для великих міст і 66,7%, або менше 50% для середніх міст. Потребують суттєвої реконструкції складові всієї системи, у тому числі колектори, труби та очисні споруди в цілому. Вимагають термінової заміни мережі водовідведення – 17269,2 км

або 34% (загальна протяжність мереж водовідведення у 2008 році у цілому в країні становила 50 756,5 км [8]).

1.1.1.2. Основні забруднюючі речовини, що потрапляють у гідросферу з господарсько-побутовими стоками. Велика кількість продуктів суспільної життєдіяльності - бактеріальних компонентів та неорганічних та органічних домішок, забруднюють господарсько-побутові стічні води, у них постійно присутні патогенні бактерії. У порівнянні з водами, які відводяться від житлових будинків, стічні води пралень та лазень містять велику кількість поверхнево-активних речовин (ПАР), характеризуються високими значеннями рН, хоча і містять меншу концентрацію всіх інших бактеріальних та хімічних компонентів, що проте не виключає їх небезпечності [9]. В залежності від густоти населення максимальна кількість побутових стічних вод, що відводяться з 1 га житлової забудови, складає від 40 до 175 м³/добу [3]. Господарсько-побутові стічні води порівняно однорідні за складом. Вони мають високу біологічну активність, містять мінеральні та органічні домішки, через велику кількість мікроорганізмів, часто забруднені яйцями гельмінтів, кількість яких досягає декількох сотень на 1 л стічних вод [10]. В цілому біонаповнення господарсько-побутових стічних вод характеризується різноманітністю: яйця гельмінтів, мікроскопічні гриби, бактеріофаги, бактерії, віруси. У господарсько-побутових стоках містяться у значних концентраціях сполуки азоту (нітрити, нітрати та амоній), калію та фосфору. Бурхливий розвиток рослин та збільшення чисельності зоопланктону є причиною потрапляння цих стоків у поверхневі водойми. Як результат, відбувається евтрофікація, різко падає прозорість води та концентрація розчиненого кисню [11]. Господарсько-побутові стоки характеризуються такими усередненими показниками хімічного складу: вміст Р₂О₅–6 мг/л, К₂О–20 мг/л, загального азоту–35 мг/л, сухої речовини–550 мг/л, [10].

Забруднення амонієм. Забруднення вод іонами амонію створює велику небезпеку здоров'ю людини та навколишньому середовищу. Попередні висновки про характер та джерело забруднення можна зробити за характером забруднення. Про свіже забруднення води господарсько-фекальними стічними водами. свідчить

вміст у воді іонів амонію NH_4^+ , але відсутність іонів нітритів NO_2^- та нітратів NO_3^- . Амоній, який є одним із біогенних елементів, в значній мірі і спричиняє збільшення чисельності зоопланктону. Прямим результатом евтрофікації є зменшення прозорості води та кількості розчиненого кисню. Підвищені вимоги до концентрації амонійного азоту у стічних водах пояснюється саме цими факторами, а гранично допустима концентрація забруднюючої речовини є основним нормуючим показником якості стічних вод.

Забруднення нітратами та нітритами. До переліку основних забруднювачів водних об'єктів України входять сполуки азоту [13]. На те, що вода вже була забруднена і продовжує забруднюватись органічними речовинами вказує вміст у воді нітритів. Необхідний певний проміжок часу для того, щоб відбулася перша стадія мінералізації аміаку (перетворення його в нітрит). Присутність у воді нітрату вказує на закінчення цього процесу, він є кінцевим продуктом мінералізації органічних речовин. Тому про давність забруднення води органічними речовинами свідчить присутність нітратів у воді [14]. Дуже важливою є оцінка якості води у відношенні до азотовмісних речовин. Про систематичне забруднення водою органічними речовинами протягом відносно короткого проміжку часу може свідчити присутність у воді іонів амонію та нітритів. Постійне та тривале в часі забруднення водою приводить до присутності у воді іонів амонію, нітритів та нітратів [14].

Для здоров'я небезпечним є вживання води із наднормативним вмістом нітратів. Таке небезпечне захворювання, як водно-нітратна метгемоглобінемія, безпосередньо пов'язане із вживанням такої води. Метгемоглобінемія обумовлена токсичною дією нітратів, яка полягає у кисневому голодуванні тканини (гіпоксії). Гіпоксія розвивається внаслідок порушення системитранспорту кисню у крові, а також у пригніченні активності ферментних систем, що беруть участь у процесах тканинного дихання людини [13].

Забруднення фосфатами. Фосфор, що забруднює воду поверхневих водою, знаходиться в воді у вигляді органічних та неорганічних сполук. Фосфати

потрапляють у поверхневі води в основному із фекальними стоками, комунальними стічними водами, що містять поліфосфати (як компоненти мийних засобів), фотореагентами та пом'якшувачами води. Також джерелом забруднення фосфатами є змиви мінеральних добрив із сільськогосподарських угідь. На відміну від азоту, кругообіг фосфору незбалансований, що визначає його більш низькі концентрації у воді [12].

Забруднення поверхнево-активними речовинами (ПАР). Як фактор забруднення гідросфери, біологічне значення ПАР, значною мірою визначається їх фізичними властивостями: емульгуванням та стабілізацією у воді забруднюючих речовин, високою здатністю до піноутворення, спроможністю знижувати поверхневий натяг. ПАР підсилюють дію багатьох інших речовин та негативно впливають на якість води (у тому числі на інгредієнти стічних вод), в певних концентраціях сприяють інтенсивному розвитку мікрофлори, в тому числі і сапрофітної [15]. Зменшення поверхневого натягу у випадку потрапляння ПАР в водойми приводить до зниження вмісту вуглекислого газу та кисню в воді, що спричинено функціональними властивостями ПАР. На поверхні води утворюється плівка ПАР разом із нафтопродуктами, маслами та жирами, яка перешкоджає газообміну між атмосферою та водою, що додатково знижує ступінь насиченості води киснем. ПАР також адсорбуються на поверхні частинок ґрунту, піску чи глини, завдяки чому їх біорозклад значно сповільнюється. Одночасна десорбція іонів важких металів (які адсорбуються цими частинками) у водне середовище є побічною дією такої адсорбції.

1.1.2 Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери інфільтратами звалищ твердих побутових відходів. Полігони твердих побутових відходів (ТПВ) - джерела хімічного та біологічного забруднення навколишнього середовища [16–18]. Особливо небезпечним є вплив полігонів ТПВ на поверхневі та підземні води, що знаходяться в межах впливу цих об'єктів [19, 20]. Полігони ТПВ нерозривно пов'язані з об'єктами навколишнього природного середовища та впливають на стан його компонентів: ґрунтів, підземних та поверхневих водних джерел, атмосферного

повітря, біоти. Тривале накопичення побутових відходів на звалищах призводить до виникнення непередбачуваних фізико-хімічних та біохімічних процесів, продуктами яких є чисельні токсичні хімічні сполуки в рідкому, твердому та газоподібному стані [21 - 25].

Ліквідація міських звалищ – значних джерел забруднення навколишнього середовища, та знешкодження твердих побутових відходів (ТПВ) є однією із найбільш невирішених проблем для більшості міст України. Кожен житель України продукує щорічно в середньому 250-270 кг ТПВ або близько 0,7 кг на добу [26 - 28].

Полігони та звалища ТПВ є потужними джерелами забруднення всього навколишнього середовища – атмосфери, гідросфери, ґрунтів. Через різноманіття відходів, що надходять на звалища та полігони, оцінити хімічний склад відходів досить складно. Аналіз дрібних фракцій муніципальних відходів на багатьох полігонах дозволив виявити значний діапазон вмісту важких металів у субстратах ТПВ (мг/кг): Cd – 9,5–1290; Cu – 5,0–2000; Ni – 4,0–512; Zn – 34,6–7680; Mn – 65,0–1212; Cr – 10,4–2797; V – 8,9–914; Ti – 210–6200; Co – 2,0–242. Порівняно із незабрудненими ґрунтами, субстрати полігонів ТПВ найбільше збагачені такими металами: Cu (до 1500 разів), Cd (до 408 разів), Zn (до 290 разів), Pb (до 107 разів), Cr (до 78 разів), Co (до 40 разів), V (до 27 разів), Ni (до 25 разів). На полігонах або звалищах на глибині 1,5–2 м і більше завжди виявляється рідина сіро-чорного кольору з БПК₅ в межах 500 – 5000. мг/дм³. Це так званий інфільтрат - дуже отруйна рідина, яка безперервно витікає з товщі відходів. Токсичність інфільтрату не зменшується навіть після його розведення в 100 разів. Як правило, звалища ТПВ не обладнані протифільтраційними екранами, системами збору інфільтрату, який утворюється в тілі звалища внаслідок випадання атмосферних опадів та процесів розкладання органічних речовин, не здійснюється щоденне перекриття добового обсягу вивезених відходів ізолюючим шаром. Ґрунтові та поверхневі води, що протікають через земляну засипку, захоплюють розчинені та суспендовані тверді речовини та продукти біологічного розкладання, саме тому розчини вилуговування ТПВ містять різні хімічні елементи та сполуки [31].

Інфільтрати полігонів ТПВ за відсутності їх організованого очищення та відведення негативно впливають на навколишнє середовище, забруднюючи його токсичними органічними та неорганічними речовинами [32].

Інфільтрат – це дренажні води, які утворюються в результаті фільтрування атмосферних опадів через органічні рештки, які утворюються внаслідок перегнивання сміття та хімічних речовин, найшкідливішими із яких є солі важких металів. Інфільтрати за своїм канцерогенним вмістом можна прирівняти до отруйних гербіцидів (адже у сміття за змішаного збирання потрапляють шкідливі хімічні елементи (ртутні лампи, посуд із залишками мастил, отрутохімікатів, шприци віл-інфікованих, скелети загиблих від інфекційних хвороб тварин тощо). Усе це вимивається дощовими водами, водами від танення снігового покриву і потрапляє із тіла звалища у ґрунтові води, а з ними – у криниці, потічки, відкриті водойми, а також у підземні водоносні горизонти [33].

Об'єм фільтрату, що утворюється протягом року залежно від кліматичних умов з 1 га сміттевого тіла, становить у середньому від 2000 до 4000 м³ [34].

Хімічний склад інфільтрату сміттєзвалищ не однаковий для різних адміністративно-територіальних одиниць і тим більше для різних країн, він також змінюється в залежності від тривалості перебування ТПВ в тілі полігону [35, 36].

Інфільтрат, що накопичується біля підніжжя звалища, за даними лабораторних досліджень, містить значні концентрації завислих речовин (6–8 мг/дм³), є водним розчином складного хімічного складу, має різкий неприємний запах, темно-коричневий колір, надзвичайно високий вміст хлору (5000–8000 мг/дм³), органічних речовин (БСК₅ – 7840 мгО₂/дм³), нітратів (10583 мг/дм³), у край незадовільний санітарно-мікробіологічний стан (індекс ЛКП – 2,4·10⁵ КУО/дм³, індекс E-coli – 2,4·10⁵ КУО/дм³, колі-фаги – 1,6·10⁴ БУО/дм³) а також високу концентрацію низки важких металів [27]. Металовмісні відходи зумовлюють вміст в сміттевому тілі великої кількості важких металів, спроможних кородувати та утворювати комплексні сполуки із органічними лігандами – продуктами біохімічного розкладання органічних речовин [29].

1.2. Огляд технологій очищення господарсько-побутових стічних вод

В результаті аналізу літературних джерел було розглянуто існуючі методи знезараження інфільтратів звалищ ТПВ та обґрунтовано вибір технологій їх очищення на кінцевих етапах життєвого циклу сміттєзвалищ, досліджено процеси деструкції ТПВ, формування фільтраційних вод Ці роботи проведені фахівцями в області охорони навколишнього середовища [37–45].

Основні способи очищення стічних вод поділяються на механічні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні (рис.1.1, [46, 47]):



Рисунок 1.1 - Класифікація способів очищення стічних вод.

-механічні методи - застосовують для очищення стічних вод від механічних домішок, твердих частинок та масляних забруднень шляхом відстоювання та фільтрації. Вибір схеми очищення води від таких речовин залежить від виду, кількості забруднень та необхідного ступеня очищення [48]. Найчастіше механічне очищення передує стадії біологічного очищення [49- 53];

-фізичні - становлять основу термічного очищення, яке застосовується для знешкодження мінералізованих стічних вод;

-хімічні методи - застосовують самостійно перед подаванням стічних вод у систему оборотного водопостачання, перед випуском їх у водоймища або міську каналізаційну мережу. В стічні води додають різні хімічні реагенти, які вступають в реакцію із забруднювачами, продукти реакції опадають у вигляді нерозчинних сполук. Хімічним очищенням досягається зменшення нерозчинних домішок до 95% і розчинних – до 25%.

-фізико-хімічні та фізико-механічні - застосовуються для очищення стічних вод на машинобудівних, деревообробних, целюлозно-паперових підприємствах, а також на заводах ДСП, ДВП, де спостерігається велика кількість забруднювачів. Метод заснований на обробці стічних вод при якій видалюються розчинені неорганічні та тонкодисперсні домішки, подрібнюються органічні. Найчастіше із фізико-хімічних методів застосовується коагуляція, окиснення, сорбція, екстракція і т.д. Широке застосування знаходить також електроліз [54];

-біологічні методи – застосовують для очищення стічних вод від багатьох органічних та деяких неорганічних речовин, що є відходами підприємствами харчової, целюлозно-паперової, меблевої промисловості. Методи біологічного очищення (як аеробні, так і анаеробні) звичайно використовують після механічних або фізико-хімічних [55]. Біологічне очищення – найбільш поширений спосіб видалення органічних речовин із міських стічних вод. Біологічні очисні споруди складають близько 55 % від загальної кількості усіх очисних споруд [56]. Біотехнологічні методи можуть забезпечити потрібний рівень очищення, не вимагають значних економічних затрат і можуть бути застосовані у широкому

масштабі, у більшості випадків передбачають можливість отримання побічних корисних продуктів (екобезпечних добрив, біогазу тощо) [57 - 59].

1.3. Огляд технологій очищення інфільтрату

Найбільшого поширення набули такі рекомендовані в Україні [60] технології:

- технологія зворотного осмосу;
- технологія хімічного та біологічного окиснення;
- технологія електроплазмового очищення інфільтрату;
- технологія випарювання та сушіння;
- технологія зворотного осмосу із попередньою підготовкою інфільтрату;
- технологія зв'язування інфільтрату;
- технологія біологічного очищення у анаеробному та аеробному середовищі.

1.3.1. Технологія зворотного осмосу. Технологія зворотного осмосу застосовується більше, ніж на 350 полігонах світу [61]. Сучасні зворотньоосмотичні системи дозволяють досягти високого ступеня очищення і виділяти до 10% концентрату, який необхідно повертати в тіло звалища, але вартість капітальних та експлуатаційних затрат на технологію очищення накопичених на Грибовицькому сміттєзвалищі інфільтратів значна, а використання створеної установки для реалізації завдань 2 етапу буде неефективне.

Для видалення грубих твердих частинок інфільтрат надходить на вузол попередньої фільтрації, що складається із піщаних та волокнистих фільтрів тонкого очищення з розмірами пор близько 40 мкм. Фільтри передбачені з метою захисту плунжерів насосів високого тиску, що перекачують інфільтрат під тиском 65 бар на мембранну установку, що поділяє його на два окремих потоки: пермеат та концентрат, який містить розчинені та нерозчинені забруднення, що не пройшли крізь мембрану. Пермеат після першого ступеня зворотноосмотичної фільтрації надходить на доочищення на другий ступінь. Концентрат після першого ступеня під тиском 120 бар надходить на третій ступінь фільтрації, пермеат із якого направляється на другий ступінь. У результаті фільтрації утворюється очищений

фільтрат (пермеат) – близько 78% та концентрат – 22%, що містить всі вихідні забруднення у більшій концентрації. Концентрат знешкоджують шляхом використання для зволоження відходів у тілі полігону шляхом ін'єкцій або його зв'язування цементом, рідким склом та золою із наступним захороненням на полігоні.

1.3.2. Технологія хімічного та біологічного окиснення. Технологія хімічного та біологічного окиснення звичайно включає стадії [28] реагентно-адсорбційного очищення, біологічного очищення в окисдно-аноксидному циркуляційному блоці, гравітаційного відділення відпрацьованого мулу, реагентного чи ультрафіолетового знезараження очищених стоків. Технологія не апробована для умов очищення великовитратних потоків інфільтратів сміттєзвалищ.

Хімічне окиснення забруднень, які важко розкладаються біологічним шляхом, здійснюється за допомогою реагентної суміші, що складається і порошкоподібного глинистого сорбційного матеріалу, окиснювача та поліелектроліту. Після змішування за допомогою пневматичної системи аерації суміш відстоюють у тонкошаровому модулі. На другому етапі передбачається біологічне окиснення органічних забруднень інфільтрату в окисдно - аноксидному циркуляційному блоці за допомогою завислої та іммобілізованої мікрофлори в режимі багаторазового чергування аеробних та анаеробних умов. На третьому етапі передбачено розділення мулу оброблюваного потоку у вторинних відстійниках. На четвертому етапі здійснюється доочищення у біореакторі зі прикріпленою мікрофлорою в процесі рециркуляції потоку із наступним знезараженням ультрафіолетовими променями у присутності (або без) пероксиду водню.

1.3.3. Технологія електроплазмового очищення інфільтрату. Технологія електроплазмового очищення інфільтрату [61] відома із 90-х років попереднього століття, однак не дивлячись на привабливість щодо вартості та глибини очищення до цього часу широкого промислового застосування не знайшла і пропозиції щодо промислових установок електроплазмового очищення інфільтратів обмежені.

Інфільтрат очищають без застосування реагентів. Процес оснований на електрофізичних явищах:

- імпульсних електромагнітних полях;
- імпульсних електричних розрядах (плазма);
- постійних знакозмінних електричних полях.

Установка складається із 3-х блоків. У першому блоці (імпульсного ежекторного магнітного активатора) під впливом обертових імпульсних електромагнітних полів у оброблюваній рідині відбуваються зміни фізичного стану, коагуляція важких металів та солей твердості, збільшується здатність до зміни ХСК та БСК, знищуються бактеріальні забруднення. У другому блоці ("холодної плазми") під час електроімпульсного розряду, вибуху (плазма), що забезпечує тиск до 1000 МПа за температури до 15000°C, на рідину діють ударна хвиля, акустична хвиля, ультрафіолетове випромінювання, температура, озон, електромагнітне поле. Завдяки такому комплексному впливу виникають центри кристалізації, різко підвищується швидкість окисно-відновних реакцій, внаслідок розчленування молекул води у кавітаційній порожнечі відбувається спалювання забруднень. У третьому блоці (електрогідрогазонному стабілізаторі) забезпечується флотація завислих речовин, насичення оброблюваної рідини киснем, деструкція органічних речовин, знищення бактеріальної флори, посилення кристалізації та осадження нерозчинених окислів та завислих речовин. Продукти розпаду та осад (шлам) виводяться із оброблюваної рідини шляхом її фільтрації. Шлам є нерозчинним, а отже за умови захоронення на полігоні твердих побутових відходів не забруднює інфільтрат.

1.3.4. Технологія випарювання та сушіння. Технології випарювання та сушіння та зв'язування інфільтрату неприйнятні для таких величезних кількостей накопиченого інфільтрату, які знаходяться в ставках – накопичувачах Грибовицького сміттєзвалища, тому як перспективні для цілей очищення інфільтрату вони не розглядались. Лінія із перероблення інфільтрату ЛПФ-1000 продуктивністю 1100 кг/год інфільтрату складається із випарного та сушильного модулів, блоку очищення відхідних газів, блоку охолодження циркуляційної води та

газодувки. Кінцеві продукти – сухий осад у вигляді гранул та порошку, а також водний розчин аміаку (сечовина), утворений під час очищення відхідної суміші повітря й аміаку. Сухий залишок є розчинним, за умови захоронення на полігоні твердих побутових відходів не підвищує забруднення інфільтрату.

1.3.5. Технологія зворотного осмосу з попередньою підготовкою інфільтрату. В основу обробки інфільтрату покладений метод зворотного осмосу з попередньою глибокою підготовкою для збільшення терміну експлуатації мембран та зменшення потреби у мийних розчинах. Для доведення концентрації розчину солей до величин, що дозволяють їх утилізацію, передбачений спеціальний електродіалізний концентратор-роздільник. Концентрація органічних забруднень зменшується шляхом двоступінчастого біологічного очищення із завислою та прикріпленою мікрофлорою. Далі у тонкошаровому відстійнику відбувається коагуляція колоїдних та механічних домішок, знезалізнення, знезараження гіпохлоритом натрію. Фільтруванням крізь піщаний фільтр, вугільний фільтр та мікрофільтр інфільтрат доочищується від органічних та механічних домішок.

Після подальшого декальціювання та доочищення від важких металів в На-катионитовому фільтрі інфільтрат надходить у електродіалізатор для часткового знесолення та концентрування солей до концентрації 250 г/дм³. Після цього інфільтрат надходить у зворотноосмотичний апарат, після чого можливий скид пермеату у водойму. Із розсолу, що утворюється у електродіалізаторі, реагентним методом можна отримати CaCO₃ та Mg(OH)₂ для використання в будівництві та для коагуляції, а кристалізацією видалити солі NaCl та Na₂SO₄. Отриманий сульфат натрію Na₂SO₄ відповідає технічному продукту 1 та 2 сортів, а розчин кухонної солі NaCl може бути використаний для отримання сухої солі або електрохімічного одержання хлору та каустичної соди або гіпохлориту натрію. Якість інфільтрату, що є вихідною сировиною для отримання зазначених вище продуктів, змінюється у часі, що істотно впливає на процес очищення.

1.3.6. Технологія зв'язування інфільтрату. Зв'язування інфільтрату із різними матеріалами з подальшим складуванням одержаного матеріалу на звалищі найбільш раціональний підхід, оскільки не потребує дорогого обладнання та виключає забруднення оточуючого середовища. Про перспективність такого напрямку

свідчать роботи [62 - 64], автори яких для фіксації відходів, що містять іони важких металів, пропонують використання шламу, силікату натрію, летких фракцій зольного залишку, гіпсу [62] або безводного силікату натрію, гідроксиду алюмінію, оксиду цинку [64] із подальшим нагріванням одержаної маси у автоклаві за температури 120–150 °С та тиску насичених парів. У таких умовах сполуки кремнію та алюмінію сумісно із токсичними відходами здатні утворювати синтетичні цеоліти, у яких забруднювачі є складовими цеолітної кристалічної структури. В подальшому одержаний продукт змішують із в'язучими та наповнюючими матеріалами різної природи для формування блоків, гранул, тощо. Цією технологією передбачається зв'язування інфільтрату – переведення його із рідкого стану у твердий. З'єднувальними добавками є рідке скло, летка зола та цемент.

1.3.7. Технологія біологічного очищення в анаеробному та аеробному реакторах Привабливою є технологія анаеробного очищення інфільтрату, однак для успішної реалізації її в промислових масштабах необхідне чітке дотримання параметрів реалізації, що за умов змінного якісного складу інфільтрату є важко здійснюваним.

Починаючи із 80-их років ХХ століття, у науковій літературі систематично з'являються результати натурних досліджень аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів [60 – 62]. Аеробні методи біологічного очищення інфільтратів мають ряд незаперечних переваг над анаеробними: вони гнучкі у використанні, швидко входять у стаціонарний режим роботи, швидко прилаштовуються під змінний склад та витрату інфільтратів. Аеробні реактори значно дешевші за анаеробні та набагато простіші конструктивно, їх також простіше експлуатувати та набагато легше автоматизувати.

Нашу увагу привернули технологія очищення у аеробному середовищі в умовах аеробної лагуни [68 - 70], практика застосування якої дозволяє стверджувати про перспективність її застосування як однієї із стадій технології попереднього очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища із направленням їх в подальшому за відповідного розведення на доочищення на міські каналізаційні

очисні споруди. Тому в подальшому ми детально розглянули відомі теоретичні та практичні аспекти застосування цієї технології.

1.4. Досвід застосування аеробних методів очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів ТПВ

Аеробні методи біологічного очищення інфільтратів мають ряд незаперечних переваг над анаеробними: вони гнучкі у використанні, швидко входять у стаціонарний режим роботи, швидко прилаштовуються під змінний склад та витрату інфільтратів. Аеробні реактори набагато простіші конструктивно та значно дешевші за анаеробні, їх також набагато легше автоматизувати та простіше експлуатувати.

У роботі Robinson H.D., Grantham G. [68] наведено результати успішного застосування натурної аерованої лагуни для очищення інфільтратів полігону Врун Posteg (Уельс), експлуатацію якого розпочали у 1982 році. За 30 місяців неперервної експлуатації (з липня 1983 р. до січня 1986 р.) в аерованій лагуні було очищено близько 26000 м³ інфільтратів, що становить в середньому 900 м³/місяць або 30 м³/добу. Максимальний добовий притік інфільтрату становив 150 м³/добу.

Об'єм аерованої лагуни становив 1000 м³. Дно і стінки лагуни були покриті водонепроникною мембраною із поліетилену низького тиску (ПЕНТ). Лагуну обладнали двома плаваючими поверхневими аераторами потужністю 11 кВт кожен. Період очищення інфільтратів у аерованій лагуні становив, як правило, не менше 10 діб, процес здійснювали практично повністю в автоматичному режимі [22].

Очищені в аерованій лагуні стоки автоматизованою каналізаційною насосною станцією (КНС) напірним трубопроводом довжиною 3 км перепомпували в каналізаційний колектор і далі вони надходили на малі сільські комунальні очисні споруди Llanidloes. Після спільного очищення із побутовими стічними водами відбувався скид зворотних вод у річку Severn Powys (малу річку рибогосподарського виду водокористування, населену лососевими рибами). За 30 місяців роботи середнє значення БСК₅ інфільтратів на вході становило 3700 мг О₂/дм³, тоді як очищених інфільтратів – 18 мг О₂/дм³, тобто середній ефект

очищення інфільтратів за БСК₅ становив 99,5 %. Максимальні значення БСК₅ у вхідних інфільтратах сягали 10000 мг О₂/дм³, а на виході рідко коли перевищували 50 мг О₂/дм³, що також відповідає ефекту очищення 99,5 %.

ХСК інфільтратів на вході аеробної лагуни в середньому становив 5500 мг О₂/дм³ за максимальних значень у літні місяці до 15–20 г О₂/дм³. Отримано середнє значення ХСК на виході 153 мг О₂/дм³, тобто ефект очищення за ХСК перевищував 97 %. Середній вміст амонійного азоту у вхідному інфільтраті за досліджуваний період становив 130 мг/дм³, протягом літніх місяців – у діапазоні близько 400–500 мг/дм³, а максимальне значення – 600 мг/дм³. На виході із аерованої лагуни отримано середнє за 30 місяців значення концентрації амонійного азоту 9,4 мг/дм³ (середній ефект очищення 92,8 %). У результаті очищення в аерованій лагуні було досягнуто також стабільно високих показників видалення іонів заліза та марганцю. Середнє значення концентрації іонів заліза у інфільтраті становило 242 мг/дм³, а після очищення знижувалося до 3,2 мг/дм³, тобто на 98,7 %. Для іонів марганцю отримано зниження середньої концентрації на 94,0 %: із 40 мг/дм³ до 2,4 мг/дм³.

Серед токсичних важких металів у інфільтратах полігону в Bryn Posteg у значній кількості виявлено тільки іони цинку із середньою концентрацією 4,9 мг/дм³. В очищеному інфільтраті концентрація іонів цинку становила в середньому 0,2 мг/дм³, що відповідає ефекту очищення 95,9 %.

Температура інфільтрату в аерованій лагуні змінювалася від 0–7 °С зимою до 5–15 °С весною та осінню і до 15–22 °С влітку. Лагуна навіть замерзала і товщина льоду становила декілька дюймів, але вже за 2–3 тижні після танення льоду знову демонструвала високу якість очищення інфільтрату.

Типовим прикладом використання аерованих лагун для очищення "старих" інфільтратів може бути очисна станція полігону Bell House (Англія), введена в дію у 1995 р. Результати систематичного дослідження параметрів роботи цієї станції за період з травня 1999 р. до грудня 2000 р. наведені у праці Mehmood M.K. та ін. [69]. Очищення відбувалося у чотирьох послідовно з'єднаних аерованих лагунах

загальним об'ємом 254 м³, днища та стінки яких були вкриті ПЕНТ. Аерацію інфільтратів здійснювали протягом 4–6 годин на добу за допомогою повітродувок та аераційних труб, укладених біля дна лагун.

Притік інфільтрату на очисну станцію змінювався в дуже широкому діапазоні – від 1,0 м³/добу до 22,1 м³/добу, а в середньому становив близько 11 м³/добу. Відповідно, час гідравлічного затримання інфільтратів у комплексі із чотирьох лагун змінювався від 254 діб до 11,5 діб, а в середньому становив 23 доби. Середня температура інфільтратів за час дослідження відповідала температурі повітря і становила 13,5 °С, тоді як середня температура "сирого" інфільтрату перед подачею на лагуну №1 була помітно вищою – 16,7 °С [69].

Значення ХСК інфільтратів на вході у систему лагун за період спостережень змінювалося у діапазоні від 800 до 3400 мг О₂/дм³; середнє значення ХСК – 1740 мг О₂/дм³. Після першої лагуни отримано середнє ХСК 620 мг О₂/дм³; після 2–4 лагун – відповідно 510, 492 та 426 мг О₂/дм³ [69]. Таким чином, сумарний ефект очищення за ХСК, виражений у відсотках від його вхідного значення, становив: після першої лагуни – 64,4 %, після двох ступенів – 70,7 %, після трьох – 71,7 %, після всіх чотирьох ступенів – 75,5 %.

Середня концентрація амонійного азоту у інфільтратах полігону Bell House, отримана за період досліджень, – 965,2 мг/дм³. Після лагуни №1 отримано середнє значення концентрації амонійного азоту 185,1 мг/дм³, на виході із лагун №2–№4 – 25,5; 4,0 та 9,3 мг/дм³ відповідно [69]. Таким чином, сумарний ефект видалення амонійного азоту після кожної із чотирьох лагун становив відповідно 80,8%, 97,4%, 99,6% та 99,0%.

Найефективніше процеси очищення відбувалися у лагуні №1. Враховуючи, що об'єм лагуни №1 становив 80 м³ [69], а середній час гідравлічного затримання інфільтратів у ній – 7,3 діб, відповідні ефекти очищення інфільтратів за ХСК (64,4%) та за амонійним азотом (80,8%) є дуже високими за відносно малого об'єму споруди та, відповідно, невеликих експлуатаційних затрат.

Досвід використання біологічних методів очищення інфільтратів в холодних кліматичних умовах Норвегії описаний у праці Maehlum T. [70]. Інформативною є статистика, що станом на 1995 рік із 365 норвезьких полігонів ТПВ на 35 просто скидали "сирий", неочищений інфільтрат у каналізаційні мережі, а менше ніж на 10 полігонах використовували системи біологічного очищення. У роботі [70] детально описано дослідження роботи станції біологічного очищення інфільтрату Esva Treatment Park, яка приймає інфільтрати від полігону ТПВ Esva загальною площею 5 га, який розташований за 50 км на північний схід від Осло. Середня температура січня у цій місцевості становить $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$, середня річна висота шару опадів – 800 мм. Полігон приймав як побутові, так і виробничі тверді відходи та осади із септиків, починаючи із 1972 р. Подібно до Львівського полігону ТПВ, лише незначну частину відходів сортували для повторного використання паперу, металів, скла та пластику. У 1992 р. з метою мінімізації об'єму утворення інфільтратів на полігоні Esva запровадили нову практику розміщення відходів у гідроізольовані глиною комірки. Очисна станція Esva Treatment Park, що експлуатується з 1993 р., включає 4 стадії біологічного очищення інфільтратів: 1) анаеробне очищення в резервуарі об'ємом 400 м^3 ; 2) очищення в аерованій лагуні об'ємом 4000 м^3 ; 3) очищення на двох паралельних штучних фільтрувальних мочарах площею 400 м^2 кожен; 4) очищення у штучному мочарі з вільною поверхнею площею 2000 м^2 .

У роботі [70] наведені результати визначення якісного складу інфільтратів у період з червня до грудня 1993 року (кількість визначень – 10 шт.). Середнє значення ХСК "сирого" інфільтрату становило $1260\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$, після анаеробної стадії цей показник зменшувався у середньому до $1180\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$, а після аерованої лагуни – до $380\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$. Таким чином, середній ефект очищення інфільтратів за ХСК лише в аерованій лагуні становив 67,8 %. На виході із штучного мочару 2 ступеня ХСК дорівнювало в середньому $140\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$. Загальний ефект 4-ступінчастого очищення за ХСК – 88,9 %.

Біологічне споживання кисню за 7 діб (БСК₇) зменшувалося від $300\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ у вхідному інфільтраті до $260\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ після анаеробної стадії, $48\text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ – після

аерованої лагуни та $25 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$ – на виході із очисної станції [70]. Відтак, середній ефект очищення інфільтратів за БСК₇ в одній лише аерованій лагуні становив 81,5 %. Загальне зменшення БСК₇ у результаті 4-ступінчастого очищення – 91,7 %.

Осад у аерованій лагуні відділявся у її спокійній вихідній частині. Планувалося, що осад із лагуни видалятимуть періодично, один раз на 5–10 років, за умови досягнення певного максимально допустимого рівня [70].

Із аналізу результатів попередніх натурних досліджень можна зробити висновок, що очищення інфільтратів в аерованій лагуні (чи послідовно з'єднаних лагунах) є простим, низькозатратним та достатньо ефективним методом попереднього очищення інфільтратів. На всіх трьох розглянутих очисних станціях за допомогою біологічного очищення у аеробних умовах було досягнуто значень основних показників органічного забруднення у інфільтратах (ХСК, БСК₅, амонійний азот), нижчих за відповідні граничні норми (ГН) на скид у міську каналізацію м. Львова.

Виконаний аналіз свідчить про перспективність застосування методу аеробного попереднього очищення інфільтратів Львівського полігону ТПВ. Разом з тим, для успішної реалізації цього методу попереднього очищення необхідне розроблення відповідної науково-обґрунтованої технологічної схеми очищення із врахуванням особливостей складу інфільтратів Львівського полігону ТПВ, а також значення проектної об'ємної витрати інфільтрату, що надходитиме на очищення.

1.5. Огляд технологій утилізації відпрацьованого активного мулу

Існують [71–76] дослідження щодо розроблення методів утилізації осаду: захоронення, використання у різних галузях промисловості, використання як добрива, спалювання. Але на сьогодні відбувається затримка впровадження у виробництво, донині не вирішена основна методика утилізації та перероблення осаду стічних вод. Із кожним роком об'єм осаду зростає, а мулові майданчики не в змозі прийняти весь об'єм. Тому значна територія землі, яка використовується під захоронення відходів, постійно збільшується, таким чином завдається велика шкода

навколишньому середовищу щодо унеможливлення в майбутньому використання земель, що підпадають під захоронення відходів.

Часто осади у необробленому вигляді протягом десятків років зливалися на переобтяжені мулові майданчики, що призводить до порушення екологічної безпеки й умов життя населення. Тільки на території України кількість накопичених осадів перевищує 5 млрд. т, до яких щороку додається ще 3 млн. т нових. Тому назріла нагальна потреба у модернізації наявних способів утилізації осадів стічних вод та пошуку і розробці нових технологій їх переробки, зокрема, на біогаз та комплексні добрива [78 - 79]

Існує певний досвід використання осадів у дорожньому будівництві. Результати натурних досліджень експериментальних асфальтобетонних покриттів, модифікованих техногенними відходами (осадам стічних вод), свідчать про високу їх якість, не поступаючись своїми показниками покриттю із традиційного асфальтобетону [80].

1.5.1. Одержання добрива із активного мулу. Вміст у осадах стічних вод необхідних для рослин елементів живлення дає можливість використовувати їх як органічне добриво. Удобрювальна цінність в значній мірі визначається не тільки вмістом у них азоту, фосфору та калію, але й необхідних для рослин мікроелементів – бору, молібдену, марганцю, цинку, магнію, йоду, міді, заліза, сірки і т.д. [81, 82]. Встановлено, що ущільнений надлишковий активний мул є цінним комплексним органо- мінеральним добривом із високим вмістом N та P [83].

Розглядається можливість перетворення осаду у комплексне добриво знешкодженням осаду стічних вод в умовах біосульфідогенезу під час дисиміляційного відновлення малорозчинних сульфатів. Отримані результати узгоджуються із експериментальними даними, що відповідають динаміці вихідного із біореактора біогенного газу. За характером зміни кінетики виходу біогенного сірководню, зміни концентрації ацетату та швидкості поглинання сульфатів, можна здійснювати прогноз процесу біосульфідогенезу та знаходити найбільш оптимальні параметри системи. Це вказує на можливість його використання у

біотехнології знешкодження осаду стічних вод із отриманням комплексного органічно-мінерального добрива [84].

1.5.2. Виготовлення паливних брикетів із активного мулу. Особливу увагу привертає до себе перспективний напрямок – виготовлення паливних брикетів із висококалорійного активного мулу станцій аерації України. Відходи активного мулу на мулових майданчиках України надзвичайно великі, і є значним джерелом цієї енергетичної сировини. Причому, промислова реалізація цієї задачі одночасно вирішує дві складні проблеми сьогодення – отримання альтернативного палива та зменшення значного техногенного навантаження мулових майданчиків на довкілля [85]. Тривалість горіння брикетів із активного мулу в середньому в 2–3 рази більше, ніж у звичайних дров, також вони забезпечують сталість температури в процесі згоряння. Це означає, що порівняно зі звичайними дровами, закладку у піч можна проводити в 2–3 рази рідше. Брикети легше подавати у топкову камеру порівняно із дровами та вугіллям. Вони добре розпалюються, горять довго та рівномірно, не дають іскор. Низька зольність, порівняно із іншими видами альтернативного палива, зменшує шкідливі викиди у атмосферу та забруднення довкілля [86, 87].

1.5.3. Одержання біогазу із активного мулу. Світовий досвід використання технології анаеробного перероблення осадів стічних вод та інших органічних відходів для одержання біогазу свідчить про рентабельність та перспективність її впровадження. Такі роботи входять до національних енергетичних програм більшості країни світу – США, Англії, Франції, Італії, Японії, Австрії, Швеції, Фінляндії, Канади, Індії, Китаю, Бразилії, а також країн Південно-Східної Азії та Африки [88]. Результати досліджень [89, 90] підтверджують можливість анаеробного перероблення осадів стічних вод для одержання біогазу на каналізаційних очисних спорудах в Україні. Анаеробний біохімічний метод застосовують для очищення стічних вод, оброблення осадів первинних відстійників та надлишкового активного мулу очисних споруд каналізації. Метанове зброджування або біометаногенез – давно відомий процес перетворення біомаси у джерело енергії [91, 92].

На першому ступені очищення стічних вод відбувається біотрансформація складних органічних забруднень, присутніх в стоках, на більш прості сполуки із незначним утворенням біогазу. На другому ступені метанового бродіння відбувається більш глибоке анаеробне очищення стічних вод із утворенням біогазу із більшим вмістом метану [93].

1.6. Цілі та завдання досліджень

Мета роботи - підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробних лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах.

Задачі, що розв'язувались для досягнення поставленої мети:

- провести аналіз джерел екологічної небезпеки гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища;
- провести моніторинг забруднення гідросфери у зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища;
- дослідити процес біологічного очищення інфільтратів у аерованій лагуні в статичному режимі;
- встановити оптимальні умови біологічного очищення інфільтратів у аерованій лагуні в динамічному режимі;
- дослідити особливості розвитку біоценозу аерованої лагуни;
- встановити технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробній лагуні;
- дослідити статичний режим доочищення інфільтратів на міських КОС;
- встановити стабільність параметрів доочищення інфільтратів на міських КОС;
- дослідити вплив важких металів, що містяться у інфільтраті, на склад активного мулу міських КОС;
- дослідити шляхи утилізації відпрацьованого активного мулу.

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ.

МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження

Об'єктом дослідження є забруднення гідросфери неочищеними інфільтратами сміттєзвалищ. Інфільтрати сміттєзвалищ спричиняють забруднення поверхневих, ґрунтових та підземних вод. Для мінімізації цієї небезпеки необхідне реалізація технічних заходів із збору та очищення інфільтратів

Предметом дослідження є процеси біологічного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробних лагунах та міських очисних спорудах. Логічно - послідовна схема теоретичних та експериментальних дисертаційних досліджень в межах об'єкту дослідження із ціллю реалізації завдань предмету дослідження представлена на рис.2.1.

Логічно - послідовна схема складається із трьох блоків.

Перший блок – блок аналізу інформації містить два підблоки:

- 1 – Ідентифікація джерел екологічної небезпеки;
- 2 – Моніторинг стану забруднень гідросфери.

Для обох цих підблоків вхідною інформацією є стан екологічної небезпеки в зоні впливу сміттєзвалища, вихідна інформація – встановлений на основі моніторингових досліджень покомпонентний стан довкілля в зоні впливу сміттєзвалища. Ця інформація є вихідною для проведення аналізу щодо необхідних технологічних рішень для мінімізації екологічної небезпеки від об'єкту.

Другий блок – блок дослідження двохстадійної технології очищення інфільтратів, що власне і складає предмет досліджень. Цей блок складають два підблоки, які відповідають двом стадіям технології, у кожному підблоці деталізується комплекс досліджень, результати яких визначають оптимальні умови реалізації кожної із стадій.

Вихідна інформація другого блоку є вхідною інформацією для третього блоку – блоку технологічних рішень. Цей блок включає два підблоки:

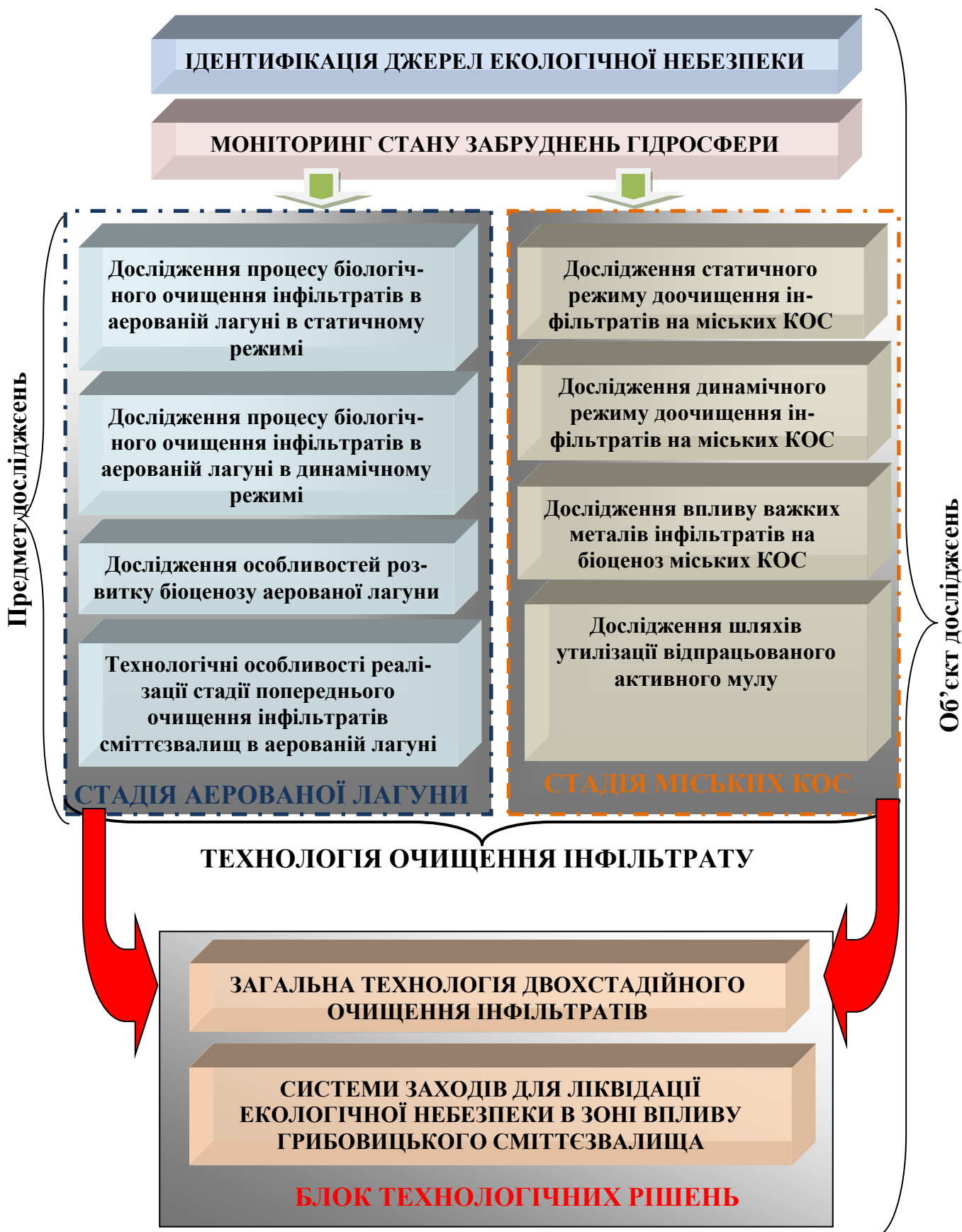


Рисунок 2.1 - Логічно - послідовна схема теоретичних та експериментальних дисертаційних досліджень.

1. Рішення щодо утилізації інфільтратів (шляхом впровадження двостадійної технології попереднього очищення в умовах аерованої лагуни та доочищення на міських КОС). Це рішення є частковим для повної стратегії мінімізації екологічної небезпеки (другий підблок) в зоні впливу сміттєзвалища.
2. Системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. Впровадження цієї системи заходів дозволить ліквідувати екологічну небезпеку від впливу сміттєзвалища.

Весь цей описаний вище комплекс досліджень і заходів складає об'єкт досліджень дисертаційної роботи.

2.2. Характеристика Грибовицького (Львівського) сміттєзвалища

Грибовицьке (Львівське) сміттєзвалище розташоване на 3 км відстані від північної межі м. Львова. Поблизу знаходяться села Великі Грибовичі, Збиранка та Малехів. Звалище почало функціонувати у 1969 року, згідно різних джерел інформації його площа складає від 33,3 га до 45,3 га, накопичені відходи досягають максимальної висоти 45 м. Об'єм середньорічного вивезення відходів складає 1,050 тис. м³ [94].

Тіло Грибовицького звалища ТПВ складають біля 12 – 15 млн. т відходів. Побутові та промислові токсичні відходи 1 – 3 класів небезпеки складувались на полігоні до 1990 р, а починаючи із. 1990 р. на звалище вивозяться тільки промислові відходи 3 – 4 класів небезпеки. Особливо негативно впливають на стан довкілля в районі Грибовицького звалища ТПВ чотири ставки-накопичувачі кислих гудронів (один із накопичувачів засипаний сміттям). Загальна площа сховищ гудронів складає біля 5 га [94].

Заскладовані на Грибовицькому звалищі ТПВ характеризуються значною пористістю та високим вмістом органічних компонентів. Це створює передумови для активного розвитку мікробіологічних процесів розкладу органічної частини ТПВ. У сміттєвому тілі як продукт біологічного розкладу формується інфільтрат. На Грибовицькому звалищі ТПВ інфільтрат утворює зону насичення та

розвантажується біля підніжжя сміттевого тіла звалища. Потім стікаючи дренажними канавами інфільтрат потрапляє в ставки-накопичувачі.



Рисунок 2.2 - Оглядова карта Грибовицького звалища твердих побутових відходів.

Інфільтрат Грибовицького (Львівського) звалища ТПВ витратою від 100 до 400м³/добу (за оцінками різних дослідників) періодично перекачують на тіло звалища для попередження переповнення ставків-накопичувачів. Основний об'єм перекачаного на верхні горизонти інфільтрату фільтрується в тіло звалища, частина випаровується а частина інфільтрату витрачається на змочування сміття.

Ступінь небезпеки інфільтрату – «надзвичайно небезпечний», а клас небезпеки інфільтрату Львівського звалища ТПВ, визначений попередніми дослідниками, складає 1 [95].

2.3. Характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях

2.3.1. Характеристика інфільтрату Дані лабораторних досліджень свідчать, що інфільтрат, який накопичується біля підніжжя звалища, є водним розчином складного хімічного складу. Склад інфільтрату головним чином і зумовлює екологічний стан поверхневих та підземних вод у зоні впливу сміттєзвалища. Колір інфільтрату темно-коричневий, він має різкий неприємний запах, велику кількість (6–8 мг/дм³) завислих речовин, надзвичайно високий вміст органічних речовин (БСК₅ – 7840 мгО₂/дм³), нітратів (10583 мг/дм³), хлору (5000–8000 мг/дм³). Інфільтрат характеризується також високою концентрацією багатьох важких металів: свинцю (55 ГДК), кадмію (38 ГДК), мангану (3 ГДК), хрому (2,4 ГДК) та інших. Характерним є також вкрай незадовільний його санітарно-мікробіологічний стан (індекс ЛКП – $2,4 \cdot 10^5$ КУО/дм³, індекс E-coli – $2,4 \cdot 10^5$ КУО/дм³, колі-фаги – $1,6 \cdot 10^4$ БУО/дм³ [96].

В рамках договору №16 д/ж/1188 "Проведення досліджень впливу міського полігону твердих побутових відходів на забруднення ґрунтів, повітряного басейну, поверхневих та підземних вод, рослинного покриву тощо навколо міського полігону твердих побутових відходів та на прилеглих до нього територіях", який виконувався Національним університетом «Львівська політехніка» у 2010 році, досліджувався фізико-хімічний склад інфільтрату. Із цією ціллю проби інфільтрату відбирались із існуючих на той час ставків-накопичувачів №1–3. Аналіз результатів хімічного аналізу інфільтратів свідчать, що інфільтрати містять феноли, нафтопродукти, важкі метали, хлориди, фосфати, тощо в концентраціях, значно більших за гранично допустимі для водних об'єктів (табл. 2.1).

У роботі [97] приведено хімічний склад інфільтрату станом на червень 2012 р. Інфільтрат має неприємний гнилісний запах, буре та темно-буре забарвлення,

підвищену в'язкість, зумовлену насамперед високим вмістом завислих речовин. Хімічний склад інфільтрату наведено в табл. 2.2.

Таблиця 2.1 - Концентрація забруднювальних речовин у інфільтратах Львівського звалища ТПВ

№ п/п	Показник	Вміст, кг/м ³		
		Ставок- накопичувач №1	Ставок- накопичувач №2	Ставок-накопичувач №3
1.	Сухий залишок	21	17	14,8
2.	Магній	4	4,6	6,2
3.	Хлориди	12	11,6	8,8
4.	Фосфати	213	84	62
5.	Азот амонійний	565,5	275	240
6.	Азот нітратний	2,6	2,5	2,3
7.	Нафтопродукти	171	119,7	133,3
8.	БСК ₅	419,3	315	233
9.	ХСК	300	279	293
10.	Феноли	7330	5130	5940
	Важкі метали:			
11.	Залізо	3,5	3,5	3,5
12.	Свинець	3,7	2,6	2,8
13.	Нікель	1,7	1,3	1,4
14.	Хром	13,6	6,6	9,4
15.	Кадмій	32	23	25

Аналіз даних табл. 2.2 свідчить про те, що для інфільтрату Львівського звалища ТПВ характерний високий вміст органічних речовин – понад 12,8 г/дм³ (сухий залишок за температури 90°C становить 28,3 г/дм³, а після прожарювання до 800°C – 15,5 г/дм³). Органічний компонент завислих речовин (40%) за температури

800°C згорає. В неорганічному компоненті завислих речовин домінує хлорид натрію (близько 9 г/дм³), що складає біля 75% від суми розчинених мінеральних солей.

Таблиця 2.2 - Хімічний склад інфільтратів Львівського полігону ТПВ
(червень 2012 р.) [97, табл. 2]

Показник, компонент	Значення	Компонент	Вміст, мг/дм ³
Колір	бурий, темно-бурий	Na	4,2·10 ³
Запах	5 балів	K	2400
Прозорість	4 см	Mg	450
pH	8,0	Ca	193
Лужність загальна	80 мг-екв/дм ³	Si	36
Сухий залишок (90°C)	28300	Ti	14,4
Сухий залишок (800°C)	15500	Cr	40
Гідрокарбонати	5288	Fe	77
Хлориди	4751	Ni	3
Сульфати	551	Cu	4,2
Азот амонійний	324	Zn	3
Нітриди	0,58	Br	45
Нітрати	9,56	Rb	5
Фосфати	8,5	Sr	3
БСК ₅	952	Zr	0,8
БСК _{повне}	1266	Mo	0,8
ХСК	2133	Sn	3
Нафтопродукти	0,54	Pb	1

Високі значення ХСК, БСК₅ та БСК_{повн} інфільтрату є свідченням того, що його хімічний склад характерний для фази стабільного метаногенезу. Великий вміст важких металів є причиною вмісту в сміттєвому тілі металовмісних відходів, які кородуючи утворюють комплексні сполуки із органічними лігандами – продуктами біохімічного розкладання органічних речовин [97].

Аналіз стану Львівського звалища ТПВ та встановлення особливостей його впливу на навколишнє середовище свідчить про те, що саме сміттєзвалище, а особливо його інфільтрати, надзвичайно негативно впливають на довкілля, зокрема на поверхневі, ґрунтові та підземні води. В результаті розрахунку індексів токсичності (небезпеки) інгредієнтів інфільтратів Грибовицького звалища ТПВ, а також сумарного індексу токсичності окремої проби інфільтрату, відібраної із поверхні та товщі сміттєзвалища, можна зробити основні висновки: абсолютна величина індексу токсичності окремого інгредієнту визначається значенням його ГДК у ґрунті, а також його концентрацією у інфільтраті – чим менший індекс токсичності, тим небезпечнішим є інфільтрат. Як було зазначено вище, клас небезпеки інфільтрату Львівського звалища ТПВ – I, а ступінь небезпеки – «надзвичайно небезпечний» [95].

2.3.2. Характеристика активного мулу КОС. Окиснення органічних речовин на КОС здійснюється за рахунок життєдіяльності аеробних організмів, які утворюють скупчення у вигляді платівок (активний мул). Порівняно із природним біотопом в аеротенках відносно менша різноманітність видів організмів через високу концентрацію забруднюючих речовин у стічних водах [13, 15]. Фауна активного мулу, за умови відсутності порушень технологічного режиму очищення, характеризується масовим розвитком протист. Переважаючою групою є інфузорії, особливо круговійчасті, і однією з причин цього є замкнутий кругообіг активного мулу разом із прикріпленими до нього перітрихами [1, 10]. Видове різноманіття біоценозу АМ є специфічним і залежить від якості стоку та режиму роботи ОС [8].

Активний мул (АМ) – це біоценоз організмів-мінералізаторів, здатних сорбувати на своїй поверхні та окиснювати в присутності кисню органічні речовини

стічних вод. Активний мул є складною екологічною системою, організми якої знаходяться на різних трофічних рівнях. Популяція мікроорганізмів активного мулу залежить від складу стічних вод та умов аеробного окиснення [98].

В різних типах очисних споруд утворюються неоднакові фізико-хімічні умови, в результаті чого в них розвиваються різні групи організмів [99, 100].

Крім фізіологічних груп у бактеріальному складі активного мулу розрізняють екологічні групи, кожна із яких об'єднує мікроорганізми, які існують у певному температурному діапазоні і за певних концентрацій розчиненого кисню. В активному мулі розвиваються мікроорганізми усіх трьох температурних груп - психрофільні, мезофільні та термофільні, але домінують факультативні психрофіли та мезофіли. В умовах достатньої концентрації кисню в активному мулі переважають аероби, однак поряд із ними поширені й факультативні анаероби. В активному мулі виявляються також і облігатні анаероби, існування яких можливе в мікронах із малим вмістом кисню чи повною його відсутністю. Такі мікронах можуть виникати всередині пластівців активного мулу, коли їх розмір та густина збільшуються. Зміна температурного та кисневого режимів в аеротенку призводить до зміни співвідношень між організмами різних екологічних груп [100].

Оскільки в аеротенку можуть інтенсивно розвиватись лише еврибіонтні організми, що пристосовані до циклічної зміни сапробних умов (що пов'язано із рециркуляцією активного мулу) екосистема споруди буде характеризуватись практично повною відсутністю організмів із автотрофним типом живлення. Окрім того, розвитку фотосинтезуючих водоростей перешкоджатиме нестача світла в товщі активного мулу через високу концентрацію останнього [101].

В діапазоні рН 4-9 пластівці активного мулу несуть негативний заряд, мають розвинену поверхню та велику адсорбційну здатність. Механізм утворення пластівців пов'язаний із процесом розвитку колоній бактерій. Основна маса позаклітинних полімерів складається із полісахаридів та білків. В процесі очищення стічних вод інтенсивне накопичення бактеріями полімерів відбувається в фазі ендогенного дихання: спочатку клітини окиснюють запасні речовини, потім

клітинні ліпіди, вуглеводи, білки. У змішаних культурах пластівці утворюються інтенсивніше. Структура пластівців мулу видозмінюється за масового розвитку в активному мулі нитчастих бактерій та деяких грибів. Пластівці збільшуються в розмірі, стають пухкими. Це явище називається "спухання активного мулу". Спостерігається спухання за надлишку вуглеводів у стічній воді або недостатку біогенних елементів за умови недостатньої аерації. Спухлий мул виноситься із вторинних відстійників, погіршуючи якість очищеної води. Спухлий мул має і корисні властивості. Активна поверхня такого мулу більша, ніж у звичайного і він краще вилучає зі стічної води органічні забруднення. Також потреба в азоті та фосфорі у нитчастих бактерій істотно нижче, ніж у звичайних бактерій, тому такий мул вигідно використовувати для очищення стічних вод із недостатньою кількістю біогенних елементів [102].

Органічна або беззольна речовина активного мулу складається із білків, жирів, вуглеводів (із кисню, азоту, водню, вуглецю). Співвідношення цих елементів залежить від складу оброблюваних стічних вод та технологічного режиму очищення. Для мулу міських очисних станцій зольність становить 25 – 30%. Порівняно зі клітинною речовиною в мулі зростає вміст заліза та кремнію. Після очищення жорсткої води в масі мулу знаходиться нерозчинний фосфат кальцію, що збільшує щільність маси та зольність активного мулу [102].

Концентрація активного мулу каналізаційних очисних споруд (КОС-II) м. Львова приблизно 2 г/л.

2.4. Методика проведення моніторингових досліджень

2.4.1. Методика відбору проб. Відбір поверхневих, стічних та ґрунтових вод проб відбувався з серпня по жовтень 2017 року включно та відповідав всім вимогам [103]. Методика відбору проб води із моніторингових свердловин базувалась на обов'язковому прокачуванні свердловин тривалістю до 8 годин із повним її викачуванням або досягненням стабілізації рівня дзеркала води. Прокачування свердловин здійснювалось співробітниками ДП «Геотехбуд» за допомогою

мобільної електростанції потужністю 2.2 кВт насосами типу "Лідер", "Водолій", або "Струмок". Насоси вибирались в залежності від глибини свердловин та рівня дзеркала води. Прокачування відбувалось за один - два дні до безпосереднього відбору проб води на аналіз. Таким чином, досягалась повна ліквідація застійного режиму підземних вод в стволі свердловини.

Проби води відбиралися у спеціально призначені стерильні флакони місткістю не менше 500 куб. см зі щільно закритими пробками, які захищені та фіксовані ковпачками. Відбір проб проводився із дотриманням правил асептики, тобто пробка із ковпачком знімалася безпосередньо перед відбором проби, не допускалось щоб край флакона та пробка до будь-чого торкався. Води відбиралося стільки, щоб не замочити пробку під час транспортування.

2.4.2. Алгоритм візуалізації даних моніторингу забруднення гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. Проби поверхневих, стічних та ґрунтових вод відбирали на протязі серпня - жовтня 2017 року включно згідно вимог [103]. Під час відбору проб води одночасно визначалась координата точки відбору. Для візуалізації даних досліджень використовувалась розроблена програма «Система моніторингу джерел забруднення» із допомогою якої зберігались та відтворювались на карті результати вимірювань із використанням GIS компоненти «Sharpmap» та SQL Express 2008.

Керування внесенням даних реалізовано у вигляді такої послідовності:

Етап №1. Налаштування векторних шарів

Із допомогою вікна «Налаштування» здійснювалось управління параметрами відображення векторних шарів на карті (рис. 2.2).

Із допомогою вікна «Тека з мапами» - вказувався шлях до каталогу із файлами векторних шарів.

Із допомогою вікна «Координати початкової точки» – задавались географічні координати широти та довготи, які були базовими для центрування карти та вибору масштабу відображення карти.

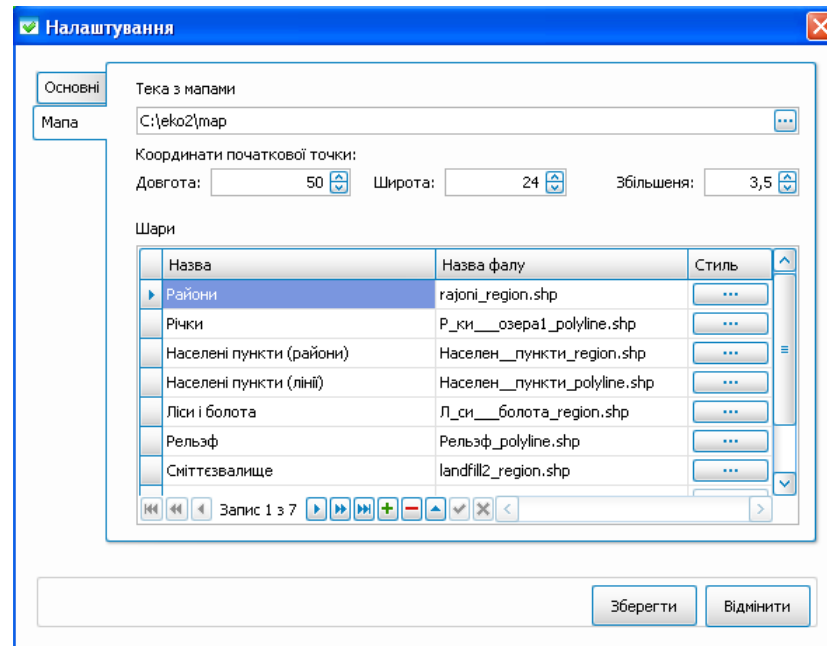


Рисунок 2.2 – Скриншот вікна програми «Налаштування».

Вікно «Шари» - використовувавалось для керування векторними шарами та задання параметрів векторного шару для відображення його на карті. Для програми використовувались векторні шари із форматом .shp.

Вікно «Стиль» дозволяє вибирати на карті колір відображення об'єктів, масштаб відображення, а також також масштаб та колір назв об'єктів (рис. 2.3).

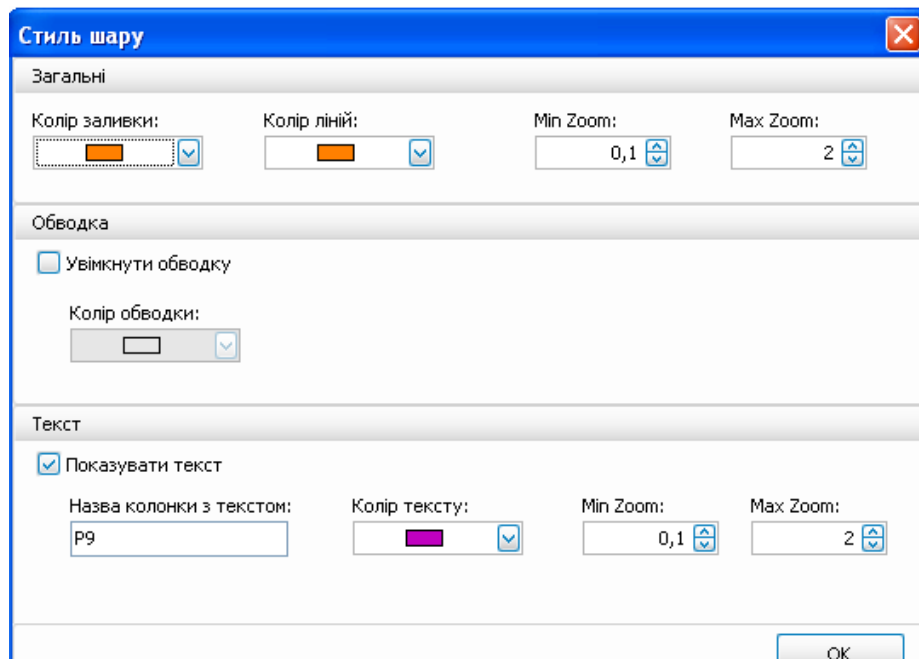


Рисунок 2.3 - Скриншот вікна «Стиль шару».

Етап № 2. Довідники

Довідники - складова програми, в яку вноситься інформація довідникового типу, яка не пов'язана із результатами безпосередніх вимірювань:

- джерела;
- групи джерел;
- одиниці вимірювання;
- значення ГДК.

Інформація в довідники вноситься із використанням меню «Довідники»

Етап №3. Внесення визначених у лабораторії параметрів забруднень.

Для внесення та відображення результатів використовувалось діалогове вікно «Забруднення Джерел Речовинами» (рис. 2.4).

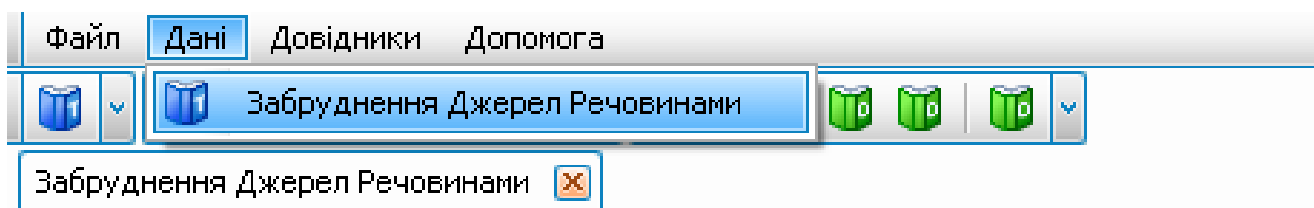


Рисунок 2.4 – Скриншот діалогового вікна «Забруднення джерел речовинами».

Діалогове вікно «Забруднення Джерел Речовинами» є складовою двох блоків: 1 - внесення результатів лабораторних визначень концентрацій забруднень та карти.

Лівий верхній куток карти містить вертикальну панель, на якій розміщені інструменти зміни масштабу, руху картою а також копіювання карти в буфер із подальшим вставленням карти як об'єкту у Word (рис. 2.5).

Місця відбору проб, для яких проводилось визначення концентрацій забруднень, позначались синіми (у випадку, якщо концентрація забруднень була нижча ГДК) або червоним (коли концентрація забруднень перевищувала ГДК) прапорцями.

Дані вводились за двома механізмами:

1) Безпосередньо у таблицю - для введення даних щодо концентрації окремих забруднень.

2) Із допомогою вкладки «Майстер нових вимірювань» - для внесення даних щодо концентрацій окремого джерела.

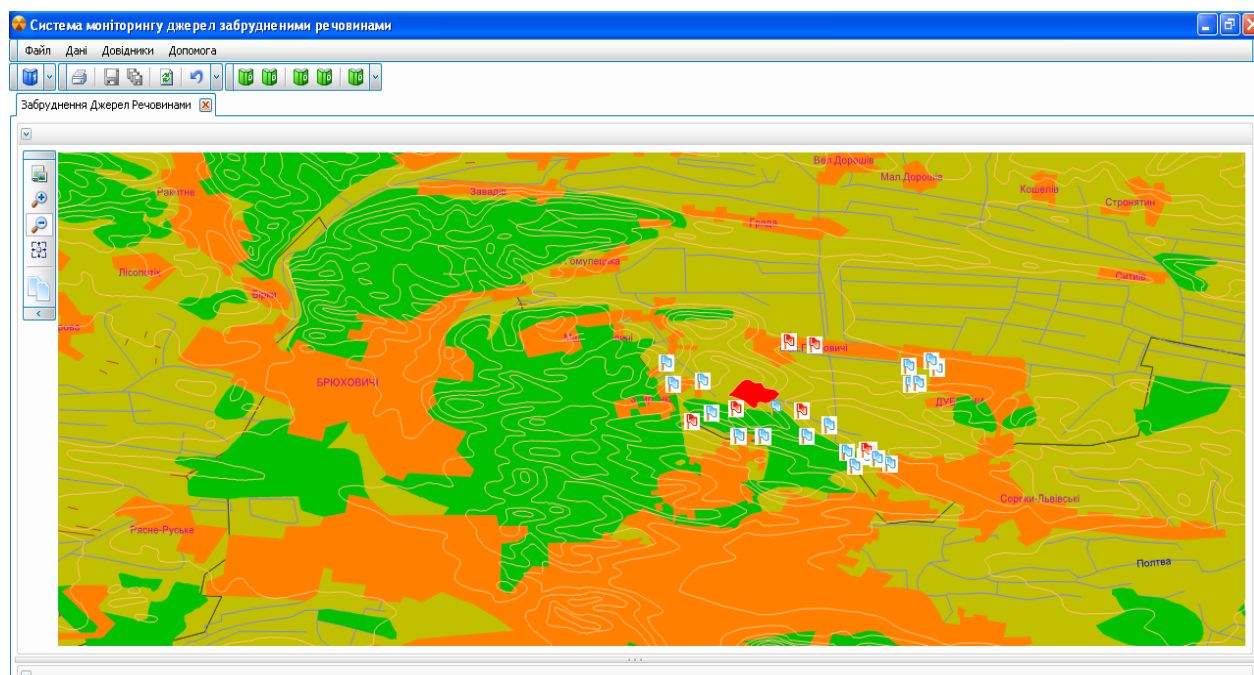


Рисунок 2.5 – Скриншот сформованої карти концентрацій забруднень.

Для спрощення введення концентрацій з допомогою Майстра нових вимірювань» використовувався функціонал, який забезпечував внесення та збереження інформації для вибраної дати та джерела. Після вибору дати та джерела, вносились назви забруднень речовини та значення їх концентрацій. Після цього виводилось діалогове вікно для перевірки та можливого корегування введених даних перед збереженням.

Головний фільтр дозволяв керувати відображенням результатів визначення концентрацій забруднень на карті. Фільтрування здійснювалось за інтервалами часу та за аналізованим забрудненням.

2.5. Методика лабораторного моделювання очищення інфільтратів сміттєзвалища в умовах аерованої лагуни

Дослідження аеробного очищення проводились на установці (рис. 2.6.



Рисунок 2.6 Експериментальної установки для дослідження аеробного очищення інфільтрату.

Установка складалась із 5-літрової колби, яка на об'єм 4 л була заповнена інфільтратом. Інфільтрат для досліджень відбирався зі ставка-накопичувача інфільтрату Львівського звалища ТПВ. Повітря на аерацію подавали в колбу лабораторним компресором через ротаметр, за допомогою якого вимірювали об'ємну витрату повітря. За допомогою регулювального затискувача, встановленого на трубці подачі повітря, регулювали витрату повітря на аерацію та підтримували постійне значення цієї витрати протягом всього часу експерименту.

У колбі був встановлений акваріумний аератор, через який відбувався дрібнодисперсний розподіл повітря в об'ємі колби. На початку експерименту в колбу вводили певну порцію активного мулу, який відбирали на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-П (у деяких серіях активний мул не додавали). Через певні проміжки часу і колби відбирали проби, які аналізували на

вміст амонійного азоту, ХСК, визначали також вміст розчиненого кисню та водневий показник рН.

Експериментальні дослідження виконували в два етапи.

На першому етапі (статичному) встановлювалась зміна ХСК, концентрації амонійного азоту, рН та концентрація розчиненого кисню за умов безперервної аерації без відведення попередньо очищеного інфільтрату та, відповідно, без додавання в ємкість "свіжого", неочищеного інфільтрату.

На другому етапі (динамічному), який починали досліджувати після досягнення максимально можливого ступеня очищення у статичному режимі, моделювали неперервний режим очищення, який планується реалізувати на промисловій очисній установці. Раз на добу із колби відбирали певну кількість інфільтрату та доливали таку ж кількість "свіжого", неочищеного інфільтрату. Для певного значення порції відбору (що відповідало певному часу затримки інфільтрату в області аерації) дослідження виконували до досягнення постійних концентрацій амонійного азоту та ХСК (про це судили за 3-добовим незмінним значенням цих показників). Після цього змінювали добовий об'єм очищеного та "свіжого" інфільтрату, що відповідно відбирався та доливався в аераційну установку, та досліджували процес аеробного очищення в динамічному режимі для іншого значення часу затримки інфільтрату в зоні аерації. Відбір інфільтрату із колби для аналізу та відбір–додавання інфільтрату виконували один раз на добу. Загальна тривалість досліджень – 91 доба [104].

2.6. Методика дослідження стадії доочищення інфільтрату на КОС

Дослідження впливу інфільтратів на процес біологічного очищення на каналізаційних очисних спорудах міста Львова проводили на дослідній установці, наведеній на рисунку 2.9, що імітувала каналізаційні очисні споруди. Очищення суміші стічних вод із інфільтратами у неперервному режимі відбувалося на експериментальній аераційній установці 1 в поліетиленовому корпусі діаметром $D=1,2$ м. На дні ємкості 1 був встановлений трубчастий аератор 2 для насичення

киснем та забезпечення перемішування водомулової суміші. Подача повітря здійснювалась від компресорної станції КОС-І. Концентрацію розчиненого кисню підтримували на такому ж рівні, як і в натурному аеротенку, та контролювали за допомогою переносного киснеміра. Регулювання кількості повітря здійснювалося за допомогою вентиля 3, встановленого на подавальному трубопроводі. Дослідження проводили у статичному та динамічному режимах.

Для досліджень у статичному режимі до місця проведення досліджень доставляли суміш стічних вод із активним мулом. Інфільтрат у кількості 1 м³ був відібраний зі ставка-накопичувача №5 Грибовицького звалища ТПВ і доставлений на Львівські КОС на місце розташування дослідної установки. В експериментальну аераційну установку заливали суміш стічних вод та активного мулу і додавали розрахункову кількість інфільтрату для отримання сумішей, які відповідали таким кратностям розбавлення: 10; 500; 1000; 1250; 1500. В реактор добавляли суміш стічних вод із активним мулом до отримання загального об'єму 1,64 м³. Після цього відбирали проби для виконання хімічних аналізів та вмикали установку. Кожний цикл досліджень у статичному режимі тривав 6 годин. Після закінчення подачі повітря відбирали пробу суміші інфільтрату зі стічною водою та активним мулом об'ємом 1,5 дм³ для проведення хімічних аналізів [105].

Дослідження в динамічному режимі проводили на установці, показаній на рис.2.7. Установка включала два модельні первинні відстійники: первинний модельний відстійник для суміші стічних вод з інфільтратом 4 та первинний модельний відстійник 5 для стічних вод без інфільтрату. Протягом 8 денних досліджень суміш стічних вод та інфільтрату рівномірно подавали в аераційну установку 1. Регулювання витрати здійснювалося за допомогою циркуляційного насоса 5 та вентиля 7. Однорідності суміші досягали за допомогою аератора 6. Після 8 годин подачі суміші стічних вод із інфільтратом моделювали процес роботи аеротенку протягом 16 годин без додавання інфільтрату.

Стічну воду із модельного первинного відстійника 9, який складався із двох гідравлічно з'єднаних між собою резервуарів об'ємом по 1 м³ кожний, за допомогою

циркуляційного насоса 5 марки Grundfos UPE 25-40 подавали в експериментальну аераційну установку 1. Регулювання подачі рідини здійснювали за допомогою насоса 5 та вентиля 7. Очищена стічна вода із експериментальної аераційної установки подавалася у вторинний відстійник. Переключення між подачею стічних вод із первинних відстійників № 1 та № 2 здійснювали за допомогою кульових кранів 8.

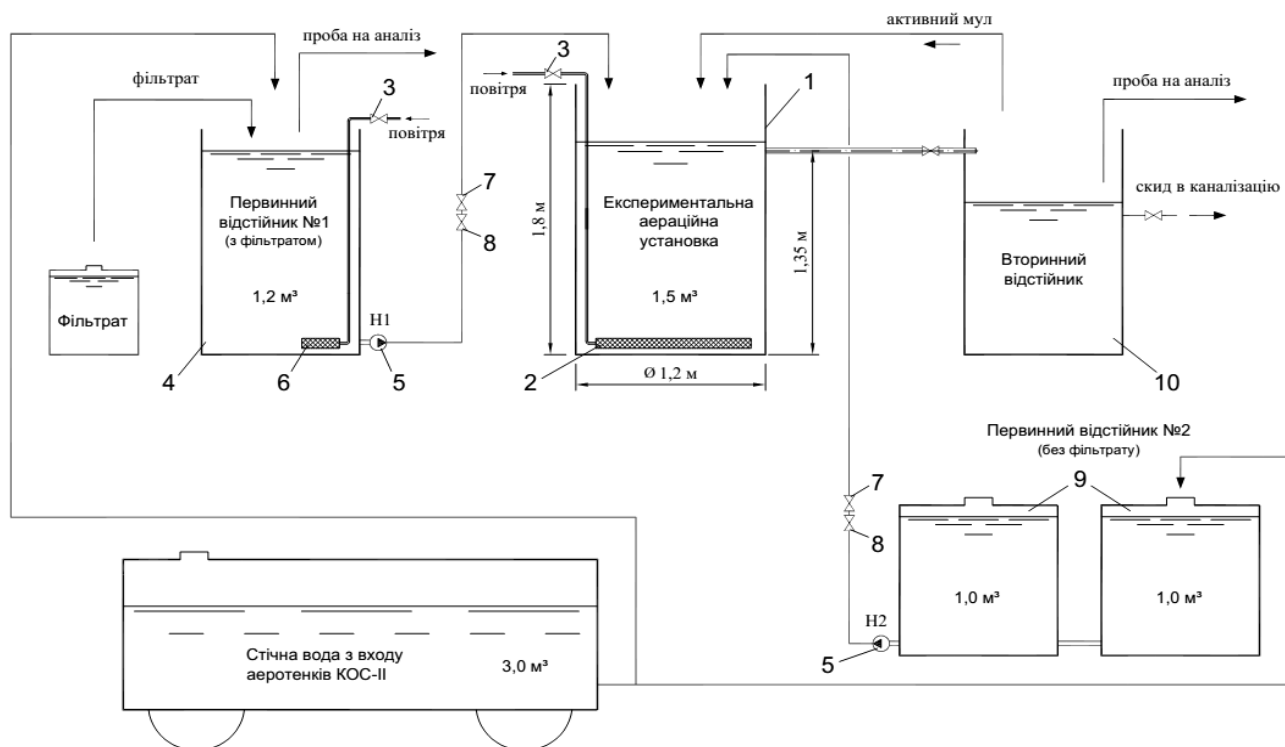


Рис. 2.7. Схема експериментальної установки неперервної дії: 1 – експериментальна аераційна установка; 2, 6 – трубчасті аератори; 3, 7 – вентиля; 4 – первинний відстійник №1 (з інфільтратом); 5 – насос Grundfos UPE 25-40; 8 – кульовий кран; 9 – первинний відстійник №2; 10 – вторинний відстійник.

В експериментальну аераційну установку (аеротенк) залили 1500 л водомулової суміші із аеротенку міських очисних споруд. Суміш барботували протягом 8 год. Одночасно асенізаційною машиною доставили стічні води після первинного відстійника очисних споруд та заповнили ними дві кубових ємності (первинний відстійник). Включали подачу насосом Н2 в експериментальну аераційну установку

(аеротенк) стічних вод із первинного відстійника, одночасно відкривали відвідний трубопровід із аеротенка і наповнювали вторинний відстійник. У первинний відстійник 1 додавали певну кількість інфільтрату (для досягнення певного досліджуваного у цій серії досліджень співвідношення інфільтрат : міські стоки), виключали насос Н2 з первинного відстійника 2 та включали насос Н1 із первинного відстійника 1. В 17.00 год. виключали насос Н1 первинного відстійника 1, і включали насос Н2, який подавав стічну воду без інфільтрату із первинного відстійника 2 протягом 16 годин з 17.00 год. до 09.00 наступного дня. Таким чином, моделювали нерівномірний притік стічних вод на очисні споруди Львова. Через певні періоди часу відбиралася проба суміші об'ємом 1,5 дм³ для проведення хімічних аналізів за основними показниками [106].

2.7. Методика досліджень біоценозу, інактивованого у аеробних лагунах

Облік чисельності мікроорганізмів різних фізіологічних груп проводили шляхом поверхневого посіву суспензій з інфільтрату із відповідних розведень на агаризовані поживні середовища за методом прямого підрахунку клітин.

Спрямованість мікробіологічних процесів у інфільтратах визначали за К. Андреюк [107] та методиками, описаними у [108].

Коефіцієнт мінералізації-іммобілізації ($K_{\text{мін-іммоб.}}$) розраховували за формулою 2.1:

$$K_{\text{мін-іммоб.}} = C_{\text{КАА}} / (C_{\text{МПА}} + C_{\text{СА}}) \quad (2.1),$$

де $C_{\text{КАА}}$, $C_{\text{МПА}}$, $C_{\text{СА}}$ – кількість КУО/мл інфільтрату на крохмально-аміачному середовищі, м'ясо-пептонному агарі і сусло-агарі відповідно.

Коефіцієнт оліготрофності ($K_{\text{ол.}}$) розраховували за формулою 2.2:

$$K_{\text{ол.}} = C_{\text{ГА}} / (C_{\text{КАА}} + C_{\text{МПА}} + C_{\text{СА}}) \quad (2.2),$$

де $C_{ГА}$ – кількість КУО/мл інфільтрату, що вирости на голодному агарі;

$C_{КАА}$, $C_{МПА}$, $C_{СА}$ – кількість КУО/мл інфільтрату на крохмально-аміачному середовищі, м'ясо-пептонному агарі і сусло-агарі відповідно.

Коефіцієнт педотрофності ($K_{пед.}$) розраховували за формулою 2.3:

$$K_{пед.} = C_I / (C_{МПА} + C_{СА}) \quad (2.3),$$

де C_I – кількість КУО/мл інфільтрату, що вирости на агаризованому інфільтраті;

$C_{МПА}$, $C_{СА}$ – кількість КУО/мл інфільтрату на м'ясо-пептонному агарі і сусло-агарі відповідно.

Підготовка інфільтрату (І) для вирощування педотрофних мікроорганізмів проводилась у такому порядку. 500,0 мл інфільтрату заливали 1,5 мл водопровідної води й автоклаували 30 хв за 1 атм. Отриманий екстракт фільтрували крізь паперовий фільтр, додавати до гарячого інфільтрату 0,5 г $CaCO_3$, ретельно перемішали і через 5–7 хв фільтрувати знову. До екстракту додавати 0,2 г K_2HPO_4 і доводили об'єм до 1 л, рН до 6,8–7,0. Стерилізували 30 хв за 1,5 атм.

Використовували середовища такого складу:

- М'ясопептонний агар (МПА) для бактерій, що засвоюють нітроген органічних сполук: м'ясопептонний бульйон (МПБ) – 1000 мл; агар – 20,0 г; рН 7,0.

- Голодний агар (ГА) для оліготрофних мікроорганізмів: МПБ – 100 мл; агар – 20,0 г; дистильована вода – до 900 мл; рН 7,0.

- Сусло-агар (СА) для мікроскопічних грибів: сусло – 500 мл; агар – 20,0 г; водопровідна вода – до 500 мл; рН 7,0.

- Крохмально-аміачний агар (КАА) для бактерій, що засвоюють мінеральні форми нітрогену: крохмаль – 10,0 г; $(NH_4)_2SO_4$ – 2,0 г; K_2HPO_4 – 1,0 г; $MgSO_4$ – 1,0 г; $CaCO_3$ – 3,0 г; агар – 20 г; дистильована вода – до 1000 мл; рН 7,0.

- Середовище Ешбі для олігонітрофільних, у т.ч. азотофіксувальних бактерій: $C_6H_{14}O_6$ – 20,0 г; K_2HPO_4 – 0,2 г; $NaCl$ – 0,2 г; $MgSO_4 \times 7H_2O$ – 0,4 г; K_2SO_4 – 0,1 г; $CaCO_3$ – 5,0 г; агар – 20,0 г; дистильована вода – до 1000 мл; рН 7,0.

• Середовище Гетченсона для целюлозоруйнівних мікроорганізмів: K_2HPO_4 – 1,0 г; $CaCl_2$ – 0,1 г; $MgSO_4$ – 0,3 г; $NaCl$ – 0,1 г; $FeCl_3 \times 6H_2O$ – 0,02 г; $CaCO_3$ – 2,5 г; $NaNO_3$ – 2,5 г; агар – 20,0 г; дистильована вода – до 1000 мл; рН 7,0. Для культивування целюлозоруйнівних аеробних мікроорганізмів у чашку Петрі на поверхню середовища поміщали фільтрувальний папір та викладали 25 грудочок породи. Чисельність целюлозоруйнівних аеробних мікроорганізмів встановлювали відповідно до обростання грудочок субстрату, приймаючи загальну їх кількість за 100 % та вираховували у відсотках кількості оброслих грудочок характерно забарвленими колоніями [109].

• Середовище Бейєринка для безбарвних сіркоокиснювальних нейтрофільних бактерій, розчин А: $Na_2S_2O_3 \times 5H_2O$ – 5,0 г; $NaHCO_3$ – 1,0 г; NH_4Cl – 0,1 г; $Na_2HPO_4 \times 12H_2O$ – 0,2 г; $MgCl_2 \times 6H_2O$ – 0,1 г; агар – 20,0 г; водопровідна вода – до 900 мл. Розчин Б: $FeSO_4 \times 7H_2O$ – 1,0 г, $Na_3C_6H_5O_7$ – 3,0 г розчиняли у 100 мл дистильованої води. Після стерилізації до розчину А вносили 1 мл розчину Б; рН 9,2–9,4.

• Середовище Сільвермана-Люндгрена 9К для безбарвних сіркоокиснювальних ацидофільних бактерій, розчин А: $(NH_4)_2SO_4$ – 3,0 г; KCl – 0,1 г; K_2HPO_4 – 0,5 г; $MgSO_4 \times 7H_2O$ – 0,5 г; $Ca(NO_3)_2$ – 0,01 г; агар – 20,0 г; дистильована вода – до 700 мл. Розчин Б: $FeSO_4 \times 7H_2O$ – 44,2; дистильована вода – до 300 мл. Розчин В: 10 н розчин H_2SO_4 . Після стерилізації 1 мл розчину В додавали до розчину Б, отриману суміш розчинів В і Б змішували із розчином А; рН 3,5–4,0.

• Середовище Кравцова-Сорокіна для сульфатвідновлювальних бактерій: $Na_2SO_4 \times 10H_2O$ – 0,5 г; NaH_2PO_4 – 0,3 г; K_2HPO_4 – 0,5 г; $(NH_4)_2SO_4$ – 0,2 г; $MgSO_4 \times 7H_2O$ – 0,1 г; $NaC_3H_5O_3$ – 2,0 г; агар – 8,0 г; водопровідна вода – 50 мл; дистильована вода – до 950 мл; рН 7,0–7,5.

• Середовище Кравцова-Сорокіна без SO_4^{2-} для сірковідновлювальних бактерій: NaH_2PO_4 – 0,3; K_2HPO_4 – 0,5; NH_4Cl – 0,16; $MgCl_2 \times 6H_2O$ – 0,1; $NaC_3H_5O_3$ – 2,0; агар – 8,0; водопровідна вода – 50 мл; дистильована вода – 950 мл; рН 7,0–7,5.

• Модифіковане середовище Постгейта С, яке замість SO_4^{2-} містить еквімолярну кількість S^0 (32 мМ), для сірковідновлювальних бактерій: KH_2PO_4 – 0,5 г; NH_4Cl – 1,0 г; $\text{CaCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,06 г; $\text{MgCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ – 0,055 г; $\text{NaC}_3\text{H}_5\text{O}_3$ – 6,0 г; дріжджовий екстракт (“Merck KG&A”, Germany) – 1,0 г; $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$ – 0,3 г; дистильована вода – до 1000 мл; рН 7,0–7,5 [110].

Перед посівом сірко- та сульфатвідновлювальних бактерій у середовище вносили стерильні розчини $\text{Na}_2\text{S} \times 9\text{H}_2\text{O}$ та $\text{FeCl}_2 \times 4\text{H}_2\text{O}$ або $(\text{NH}_4)\text{SO}_4\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$ чи $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ відповідно. Окремо до середовища додавали суху сірку (1,03г/л), стерилізовану за 0,5 атм. Для доведення рН середовищ використовували стерильний 10 н розчин NaOH або 10%-ий розчин H_3PO_4 .

Підрахунок кількості колонієутворювальних одиниць (КУО) в 1 мл інфільтрату проводили, враховуючи розведення проб, за загальноприйнятою методикою [111].

2.8. Методика досліджень анаеробного розкладу відпрацьованого активного мулу КОС

Принципова схема пілотної установки для дослідження анаеробного розкладу відпрацьованого мулу Львівських КОС зображена на рис. 2.8.

Як фізичну модель метантенка прийнято промислову вакуум-гребкову сушарку 1 марки РВ0,8-1,6ВК-01. Незважаючи на відмінність у геометричних формах сушарки та натурних метантенків, вагомою перевагою використання саме вакуум-гребкової сушарки є її високий рівень технологічності: герметичність, рівномірний підігрів осаду та забезпечення однорідності мулової суміші за допомогою гребкового перемішувального пристрою. Конструкція сушарки РВ0,8-1,6ВК-01 передбачає можливість встановлення усієї необхідної контрольно-вимірювальної апаратури та простого у реалізації виконання усіх технологічних операцій: завантаження мулової суміші, відбору контрольних проб частково чи повністю забродженого осаду, а також відбору та відведення утвореного біогазу. Важливо, що промислова сушарка РВ0,8-1,6ВК-01 є надійною в роботі та безпечною в експлуатації.

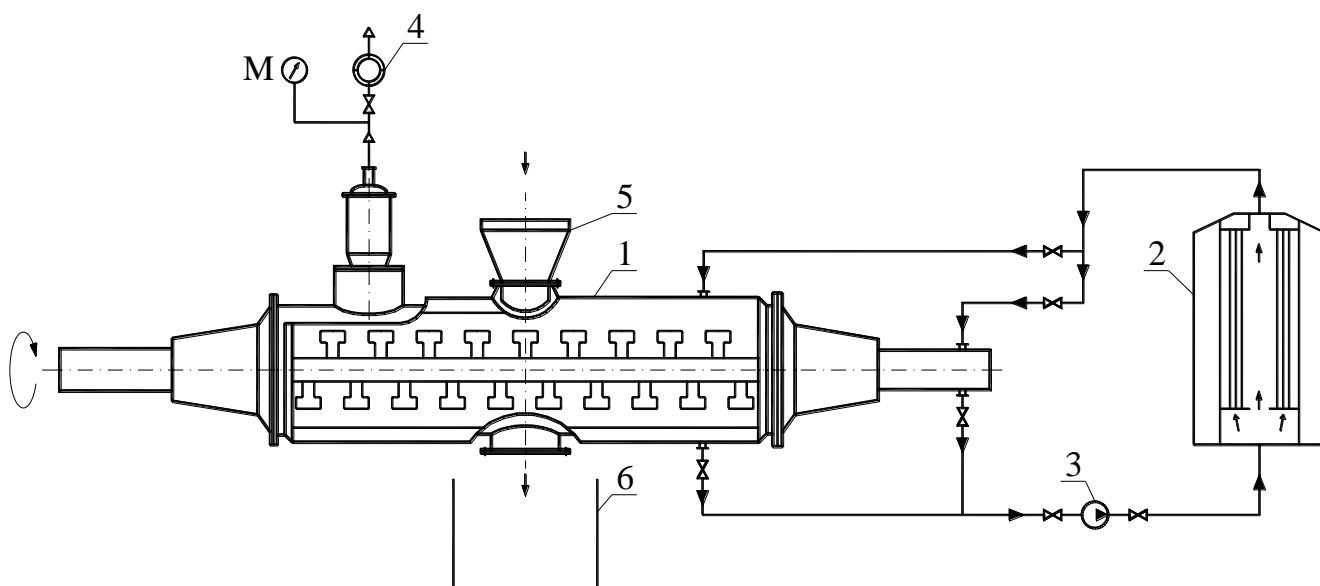


Рисунок 2.8 - Принципова схема пілотної установки для натурального експериментального дослідження процесу термофільного анаеробного зброджування осадів стічних вод на Львівських КОС: 1 – вакуум-гребкова сушарка РВ 0,8-1,6ВК-01; 2 – електронагрівник; 3 – циркуляційний насос; 4 – газовий лічильник; 5 – завантажувальний бункер з кришкою; 6 – контейнер.

Як теплоносій в експериментальних дослідження використовувалась водопровідна вода, для підігріву якої встановлено електронагрівник 2 – електромаслонагрівач потужністю 40 кВт промислової маслоочисної машини СМ 1-3000. Для циркуляції теплоносія в експериментальній установці передбачено встановлення на зворотній лінії циркуляційного насоса 3 марки Grundfos UPE 25-40 із електронним керуванням режимів роботи, що дозволяло оптимізувати спільну роботу циркуляційного насоса та електронагрівника 2.. Об'єм біогазу вимірювався за допомогою серійного побутового газового лічильника. Контроль за значенням надлишкового тиску в корпусі модельного метантенка здійснювався за показами зразкового пружинного манометра з діапазоном вимірювання 1 кгс/см^2 та класом точності $K_m=0,6$.

У вакуум-гребкову сушарку 1 завантажували 1,0 м³ суміші сирого осаду та надлишкового активного мулу із технологічної лінії КОС-II Львівських КОС, вологість якого склала 97,3%. Після герметизації сушарки починалась подача в теплообмінну систему сушарки теплоносія із доведенням температури суміші всередині сушарки до 55 °С. Кожні 2 години на 15 хв включався гребковий перемішувач сушарки для забезпечення однорідності мулової суміші. На початку досліджень та через кожні дві години фіксувались покази лічильника газу. За добу тиск піднімався до 0,02 МПа, і за один випуск із пілотної установки виходило близько 0,5 м³ біогазу [112].

2.9. Методи аналізу проб

2.9.1. Методика фотометричного визначення амоній-іонів. Концентрацію іонів амонію визначали із використанням відомої методики [113], згідно із якою будували калібрувальні графіки (рис.2.9). Перед побудовою калібрувального графіку приготувлялась серія із 10 розчинів, у яких вимірювалось світлопоглинання (довжина хвилі $\lambda=425$ нм). Для кожного нового приготування необхідних реактивів (сегнетової солі та реактиву Неслера) будувались калібрувальні графіки. Один із графіків, який відповідає приготуванню реактивів 26.10.2017 р. приведений на рис.2.9.

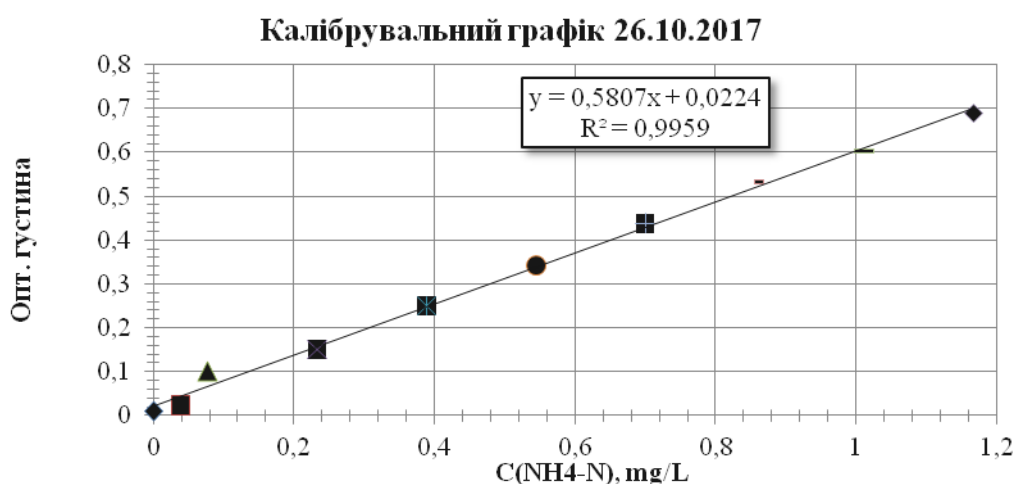


Рисунок 2.9 – Калібрувальний графік для визначення іонів амонію, в перерахунку на концентрацію азоту.

Відібрані проби розбавляли у кратності, в залежності від необхідності.

2.9.2. Методика вимірювання концентрації розчиненого кисню (РК) із використанням киснеміра *sension6*[™]. Перед вимірюванням концентрації РК портативний киснемір марки *sension6*[™] підлягав калібруванню. Процес калібрування реалізувався у два етапи:

1 етап – “обнулення” датчика. Він проходив таким чином: в хімічну склянку із магнітною мішалкою об’ємом 250 см³ наливалось біля 150 см³ дистильованої води. У склянку до води додавалось 0,25 г сульфіту натрію (Na₂SO₃). Включалась мішалку (марка ММ-5), з тим, щоб розчин перемішувався до повного розчинення реагенту. Датчик поміщався у пробу, яка перемішувалась, біля 10 хвилин. Після цього на киснемірі натискалась кнопка **CAL** та тричі кнопка **READ/ENTER**. Після виконання цих дій і досягнення критерію «НУЛЬ» киснемір повертався від режиму калібрування до режиму вимірювання.

2 етап – проведення калібрування за насиченим водою повітрям. Калібрування проходило у камері для зберігання електроду. Електрод поміщали у камеру і залишали на час біля десяти хвилин для досягнення постійного стану. Після цього натискалась кнопка **CAL**. На екрані з’являлось поточне значення атмосферного тиску. На цьому етапі вводилось необхідне значення атмосферного тиску. Натискалась кнопка **READ/ENTER**. На дисплеї відображатлось поточне значення висоти над рівнем моря. Якщо було введено правильне значення атмосферного тиску, то значення висоти над рівнем моря було рівним «0». Після цього знову натискалась клавіша **READ/ENTER** і на дисплеї з’являлось поточне значення солоності проби, яке за умови калібрування в повітрі, насиченому водою було рівним 0 ‰. Натискалась кнопка **READ/ENTER**. На дисплеї відображалось значення 100% насичення. Натискалась клавіша **READ/ENTER**. На дисплеї з’являвся значок **Stabilizing...** Процес калібрування киснеміра завершувався. Після завершення калібрування киснеміра прилад повертався у режим вимірювання.

Після описаної вище процедури калібрування вимірювалась концентрація РК у воді, шляхом безпосереднього контакту електроду із досліджуваною пробую

досліджуваного середовища за умови постійного перемішування магнітною мішалкою марки ММ-5. Загальний вигляд киснеміра представлений на рис.2.10.



Рисунок 2.10 – Загальний вигляд киснеміра *sension6*[™].

2.9.3. Йодометричний метод визначення розчиненого кисню. Концентрацію РК визначали також йодометричним методом із використанням відомої методики [109]. Принцип її використання полягає у реакції РК в пробі із щойно осадженим гідроксидом марганцю (II), який одержують шляхом додавання гідроксиду натрію до сульфату марганцю (II)). Реалізують підкиснювання та окиснювання йодиду одержаною сполукою марганцю до вищої валентності, що приводить до вивільнення еквівалентної кількості йоду. Вивільнену кількість йоду визначають титруванням тіосульфатом натрію.

2.9.4. Метод аналізування біохімічного споживання кисню (БСК). Біохімічне споживання кисню визначали із використанням відомої методики [115]. Для цього розчин випробовуваної органічної сполуки в мінеральному середовищі інокулювали відносно невеликою кількістю мікроорганізмів і зберігали у заповнених доверху закритих склянках у темряві за постійної температури.

2.9.5 Методика визначення рН. рН визначався потенціометрично, за допомогою портативного рН/ISE/mB/°C-метра марки *sensIon*^{TM2} (рис. 2.11).



Рисунок 2.11 – Загальний вигляд рН-метра марки *sensIon*^{TM2}.

2.9.6. Методика визначення хімічної потреби в кисні. Для визначення хімічного споживання кисню використовували відому методику [116].

2.9.7. Методика дослідження елементного складу активного мулу. Дослідження елементного складу відпрацьованого активного мулу після біорозкладу проводилось на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L, загальний вигляд якого відображений на рис.2.12.

Рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L призначений для вимірювання масової частки (%) основних хімічних елементів методом рентгенофлуоресцентного аналізу. Діапазон контролю хімічних елементів: від магнію (12 Mg) до урану (92U). В процесі впливу на зразок високоенергетичного рентгенівського випромінювання частина випромінювання проходить через зразок, друга частина розсіюється, а решту поглинається речовиною зразка. В процесі поглинання рентгенівського випромінювання речовиною появляються відразу декілька ефектів. Одним із них є рентгенівська флуоресценція (випускання речовиною вторинного рентгенівського випромінювання). У аналізаторі EXPERT 3L реалізується методика енергодисперсійного рентгенофлуоресцентного елементного аналізу. Використовується метод фундаментальних параметрів із порушенням характеристичного випромінювання атомів проби фотонами гальмівного спектру

малопотужної рентгенівської трубки. Реєстрація цього випромінювання здійснюється напівпровідниковим PIN-детектором із термоелектричним охолодженням.

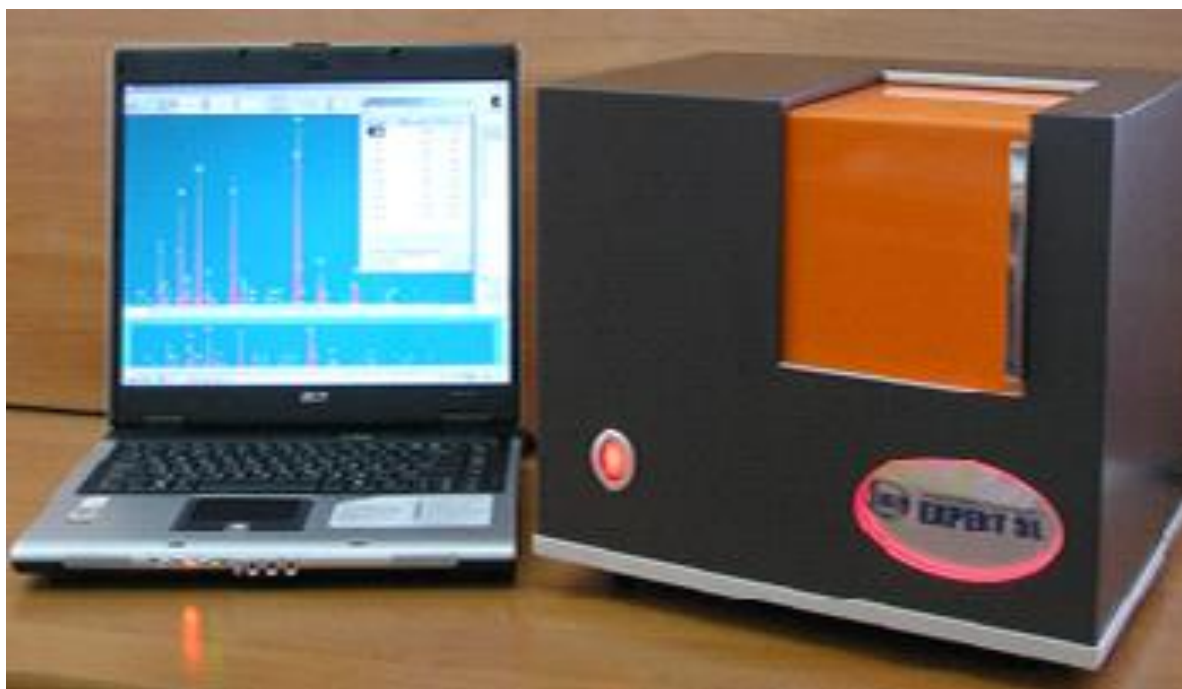


Рисунок 2.12 - Загальний вигляд рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L.

Проба, яка досліджувалась, поміщалась у вимірювальну камеру блоку вимірювання. У камері закривалась кришка і проба опромінювалась рентгенівським випромінюванням, яке генерувалось УРВ. Детектор із передпідсилювачем здійснював перетворення енергії фотона у електричний сигнал, амплітуда якого пропорційна енергії фотона. В подальшому цей сигнал через сигнальний кабель надходив на модуль спектрометричного підсилювача, де формувався та підсилювався. Після закінчення експозиції накопичений спектр завантажувався із буфера накопичення в пам'ять комп'ютера (буфер обробки). Із використанням встановленого на комп'ютері програмно-методичного забезпечення, виконувалась математична обробка спектру. Результати вимірювань представлялись у вигляді таблиць із переліком виявлених елементів та із зазначенням їх концентрацій.

2.10. Висновки до 2 розділу

Відповідно до мети дисертаційної роботи приведено загальну характеристику об'єкту та предмету досліджень.

Приведена характеристика Грибовицького (Львівського) сміттєзвалища, інфільтрат якого використовувався для досліджень, і дослідження екологічної небезпеки в зоні впливу якого було ціл्लю моніторингових досліджень. Приведена загальна характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях: інфільтрату та активного мулу КОС. Детально описана методика моніторингових досліджень: методика відбору проб та алгоритм візуалізації даних моніторингу забруднення гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.

Описана схема установки та методика лабораторних досліджень аерації інфільтратів, що моделюють умови аерованої лагуни. Детально описана дослідна установка, що імітувала процес біологічного очищення (доочищення) інфільтратів у суміші із міськими каналізаційними стоками на КОС м.Львова, а також методика досліджень такого очищення. Детально описана методика досліджень біоценозу, інактивованого у аеробних лагунах. Приведена принципова схема пілотної установки для натурного експериментального дослідження процесу термофільного анаеробного зброджування осадів стічних вод на Львівських КОС та описана методика таких досліджень. Описані методи аналізу проб: методика фотометричного визначення амоній-іонів, методика вимірювання концентрації розчиненого кисню (РК) із використанням киснеміра *sensionb*[™], йодометричний метод визначення розчиненого кисню, метод аналізування біохімічного споживання кисню (БСК), методика визначення рН, методика визначення хімічної потреби в кисні та методика дослідження елементного складу активного мулу,

Результати, які приведені у цьому розділі детально висвітлені в публікаціях [104 – 106, 112].

РОЗДІЛ 3

ОЦІНКА СТУПЕНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В ЗОНІ ВПЛИВУ ГРИБОВИЦЬКОГО СМІТТЕЗВАЛИЩА

3.1. Ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища

Оцінка ступеня екологічної небезпеки у зоні впливу сміттєзвалищ визначається на основі аналізу даних моніторингу забруднень. Слід зауважити, що аналізуючи екологічну небезпеку від діючого чи недіючого але нерікультивованого сміттєзвалища, у кожному конкретному випадку слід перед проведенням такого аналізу ідентифікувати джерела забруднень, які відрізняються для різних сміттєзвалищ. Проведемо такий аналіз на прикладі оцінки екологічної небезпеки від недіючого на сьогодні Грибовицького (Львівського) сміттєзвалища, питання рекультивації якого та механізму фінансування цієї рекультивації на сьогоднішній день активно дискутуються. У зоні негативного впливу Грибовицького сміттєзвалища на довкілля можна виділити три потенційних джерела екологічної небезпеки:

1. Сама територія заскладованих твердих відходів, що включає територію складування відходів, збірники-накопичувачі фільтратів сміттєзвалища та споруди очищення фільтратів.

2. Територія зберігання кислих гудронів (відходів нафтопереробки), що є власністю ВАТ «Львівський дослідний нафтомаслозавод». Складається із трьох накопичувачів, два з яких розміщені на південний захід, а одне на північ від території сміттєзвалища. Територія, зайнята під зберігання відходів, складає 3,2 га. Заповнення земельних комор кислими гудронами розпочалось в 1970 році і на сьогоднішній день, накопичено 200 тис. тонн цих промислових відходів. В 1990 р. на підприємстві було припинено виробництво трансформаторних олив із сірчаною кислотою і в 1991 році скид кислих гудронів в сховища припинено.

Проблема їх утилізації, чи захоронення залишається актуальною і не вирішеною до сьогоднішнього дня.

Територія, що охоплює ці об'єкти знаходиться за 7 км на північ від міста Львова, за 500 м на південь від села Великі Грибовичі, за 700 м на схід від с. Збиранка, за 900 м на північний захід від села Малехів та 800 м від траси Львів-Київ. Згідно із «Державними санітарними правилами планування і забудови населених пунктів» № 173 від 19.06.1996 р. для Львівського міського полігону твердих побутових відходів встановлюється розмір нормативної санітарно-захисної зони – 500 м.

3. Господарська діяльність населення (забруднення стоками тваринництва та птахівництва, залишками мінеральних добрив, фекальними стоками, синтетичними мийними засобами).

Важко оцінити вплив кожного джерела екологічної небезпеки за умови синергічності їх впливу у загальний розподіл забруднень, можна тільки допустити які із джерел екологічної небезпеки розвиток яких типів забруднень можуть спричиняти (рис.3.1).



Рисунок 3.1 - Ідентифікація забруднень джерелам екологічної небезпеки.

Виходячи із того, що конкретний числовий вплив на величину забруднення кожного із перелічених джерел екологічної небезпеки встановити неможливо, розглядались числові значення забруднень виходячи із даних суб'єктів моніторингу стану навколишнього природного середовища в зоні впливу сміттєзвалища (а на протязі існування сміттєзвалища неодноразово різними суб'єктами моніторингу в рамках виконання певних договорів, грантів, замовлень, громадської оцінки і т.п. відбирались і аналізувались проби води, ґрунтів, повітря).

У відповідності із районом досліджень впливу сміттєзвалища на довкілля Львівського, а також адміністративного територіального поділу в зоні впливу виділені територіальні одиниці:

1. Полігон твердих побутових відходів і санітарно-захисна зона.
2. Село Великі Грибовичі.
3. Село Малі Грибовичі.
4. Село Малехів.
5. Село Збиранка.
6. Місто Дубляни.

Оскільки у дисертаційній роботі досліджується забруднення гідросфери, в додатку А приводяться дані щодо рівнів забруднення поверхневих вод, спостережних свердловин та криниць. Аналіз даних, представлених у Додатку А, свідчить, що склад забруднень дуже непостійний у часі і по всій ймовірності залежить від ряду факторів. Але спостерігається чітка тенденція щодо забруднення поверхневих, підземних та ґрунтових вод амонійним азотом. Джерелом надходження цього забруднення є інфільтрати сміттєзвалища, які частково фільтруються у водоносні пласти, а частково збираються в збірниках інфільтратів, періодично перетікаючи у поверхневі водойми.

Свідченням того, що інфільтрати сміттєзвалища є основним джерелом забруднення амонійним азотом (у деякій мірі вклад у цей вид забруднення привносить і господарська діяльність населення) є дані моніторингу за складом інфільтратів (Додаток Б). Як свідчать представлені дані, у інфільтраті перевищують

ГДК майже всі інгредієнти. Але найбільш небезпечними у випадку направлення інфільтрату на міські каналізаційні очисні споруди є вміст амонійного азоту, БСК₅ та ХСК. Додаток Б свідчить також про змінний склад інфільтрату в залежності від часу відбору проби. Мабуть це пов'язано із нестационарністю процесів біорозкладу, змінним ступенем розведення інфільтрату у накопичувальних ставках атмосферними опадами, зовнішньої температури, змінності параметрів фільтраційних потоків і т.п.

В подальшому нами проводились моніторингові дослідження характеру забруднень гідросфери саме за амонійним азотом, присутність якого є лімітуючою для очищення інфільтратів на каналізаційних очисних спорудах.

3.2. Моніторинг стану забруднень гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища

Моніторингові дослідження та їх візуалізація проводились згідно методики досліджень, детально описаної у розділі 2. Нижче представлені дані моніторингу щодо вмісту амонійного азоту у поверхневих водах, воді криниць та воді спостережних свердловин.

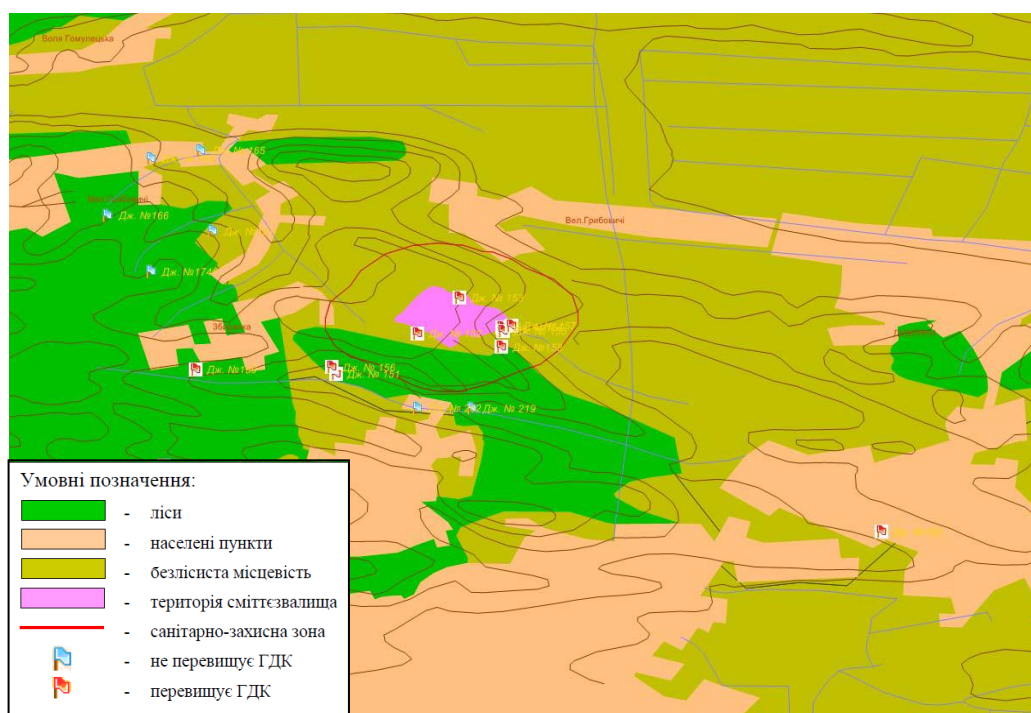


Рисунок 3.2 - Вміст азоту амонійного (NH_4^+) в поверхневих водах.

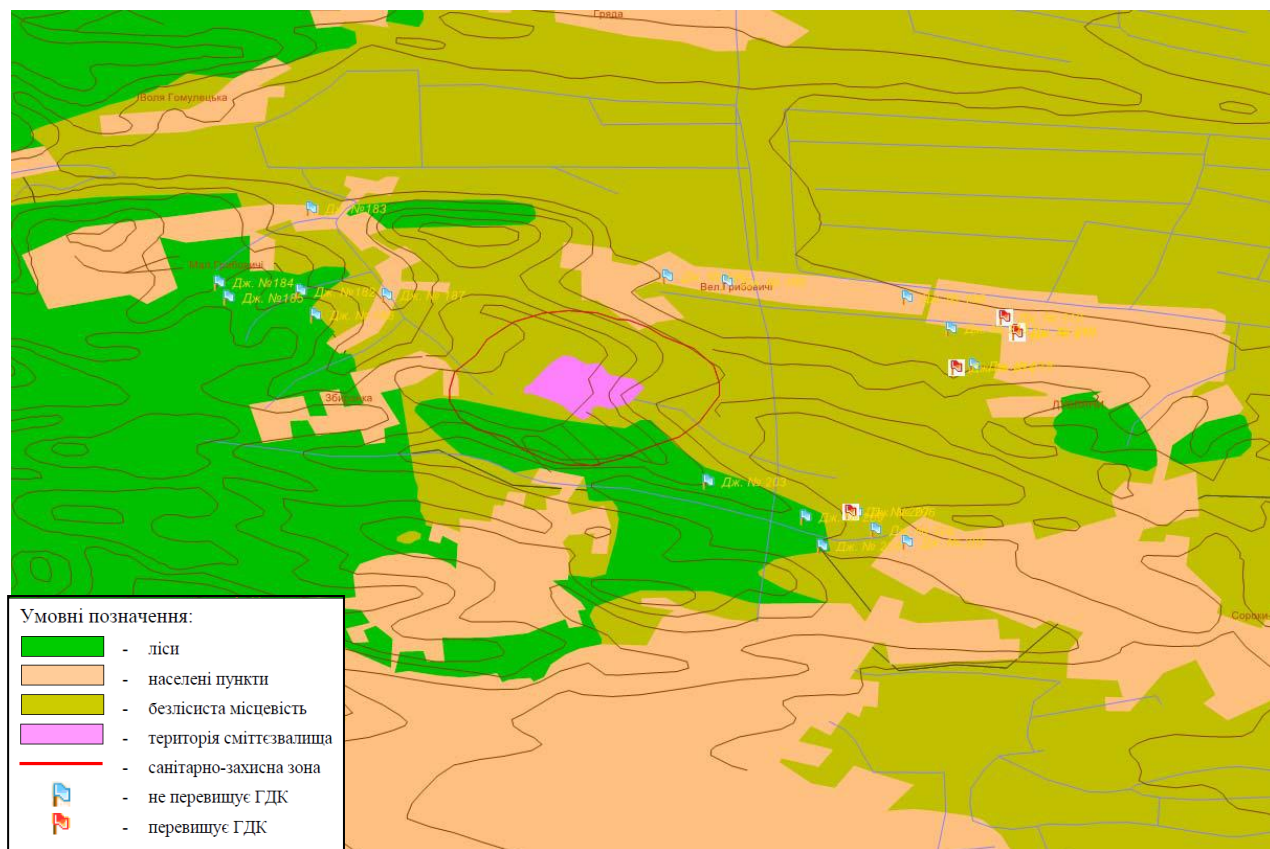


Рисунок 3.3 - Вміст азоту амонійного (NH_4^+) в воді криниць.

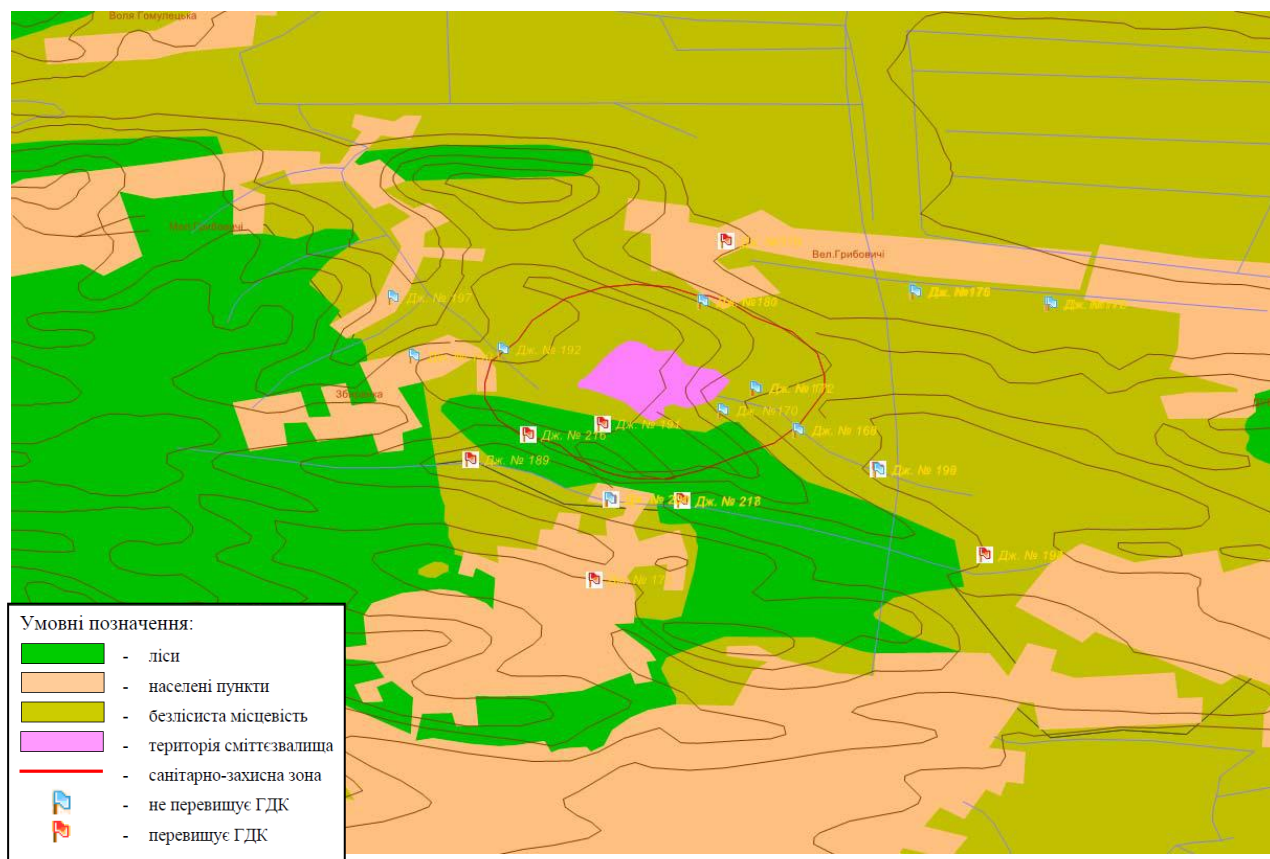


Рисунок 3.4 - Вміст азоту амонійного (NH_4^+) у воді свердловин.

Дані, представлені на рис.3.2 свідчать про перевищення ГДК в поверхневих водах для всіх проб, відібраних в межах санітарно-захисної зони і у значної частини проб в зоні впливу сміттєзвалища. Відсутність перевищення за амонійним азотом у незначній кількості проб, точки відбору яких відображені в лівому верхньому куті мапи та зліва нижче санітарно-захисної зони сміттєзвалища, пояснюється існуванням у цих місцях природних водонепроникних пластів глини на незначних глибинах, що забезпечили гідроізоляцію поверхневих вод, а також п'єзометричними характеристиками поверхневого стоку в районі досліджень, який забезпечив ізоляцію поверхневих вод від забруднень.

Аналіз даних, представлених на рис.3.3 та рис.3.4 свідчить про значне поширення забруднення амонійним азотом в ґрунтових водах та підземних водоносних горизонтах. Напрямо поширення забруднення, його масштабність та концентрації визначаються умовами геофільтраційного переносу в границях досліджуваної ділянки.

Приведені дані свідчать про небезпечний вплив інфільтратів сміттєзвалища на концентрації амонійного азоту в поверхневих та підземних водах. Перевищення ГДК змінюється в широких границях: від (274-560) ГДК (в самих інфільтратах) до (1,3 – 93,1) ГДК (в поверхневих та підземних водах, Додаток А). Це обумовлює необхідність планування заходів щодо збору та очищення інфільтратів, що дозволить ліквідувати екологічну небезпеку забруднення навколишнього середовища в зоні впливу сміттєзвалища.

3.3. Розроблення системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища

Існуючі сміттєзвалища в Україні, генезис створення і функціонування яких надзвичайно подібний для всіх об'єктів, на сьогоднішній день перетворились на потужні джерела екологічної небезпеки. Щоб провести аналіз цієї небезпеки та запропонувати стратегію її мінімізації із переходом на інноваційні технології поводження із твердими побутовими відходами, нами розглянута динаміка змін

екологічної ситуації на Грибовицькому сміттєзвалищі, на якому до останнього часу проводився збір сміття міста Львова.

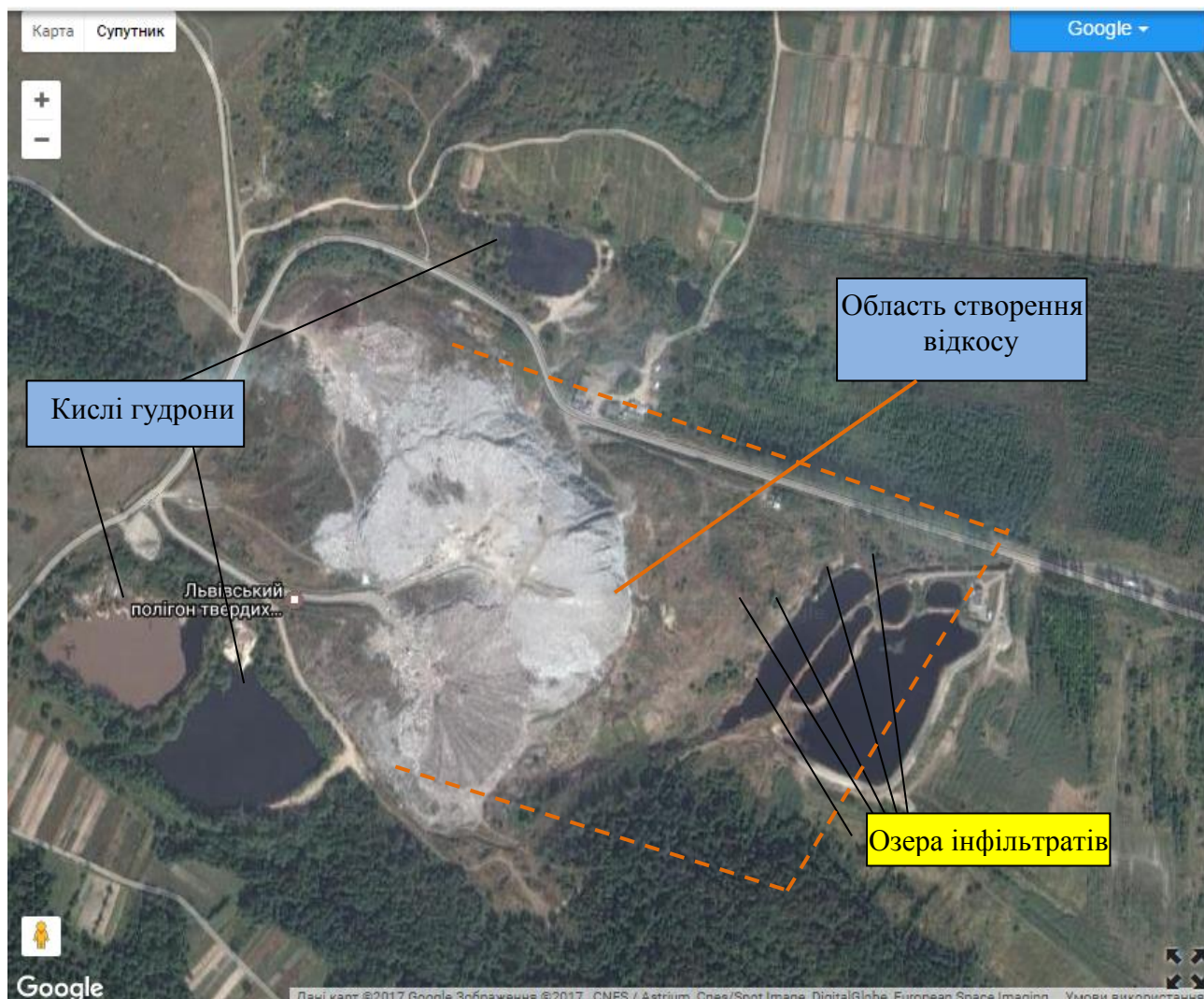


Рисунок 3.5 = Вид Грибовицького звалища на Google map.

Не дивлячись на те, що у ряді нормативних документів, статей у мас-медіа та в офіційних заявах об'єкт часто називають «полігоном ТПВ» назва ця неправомірна, оскільки полігони ТПВ - природоохоронні інженерні споруди, обладнані захисним протифільтраційним екраном, системою збору та утилізації інфільтратів та звалищного газу, спланованою системою фізичної та біологічної рекультивациі заповнених сміттям карт, системою збору та відведення умовно чистих атмосферних вод. Всього цього немає на Грибовицькому сміттєзвалищі. І оскільки звалище вичерпало свій ресурс, єдино правильним рішенням буде його закриття. Необхідною

умовою технічної рекультивації згідно [117] є створення кута відкосу, нормативне значення якого встановлюється у залежності від подальшого цільового використання (максимальне значення нормується для посадки лісу, чагарників та дерев - не більше 18°), і який на сучасний день значно більший норм. Для створення необхідного для рекультивації сміттєзвалища кута відкосу необхідне виположування шляхом засипки частини примикаючої території твердим матеріалом (відходами, землею, глиною і т.п.). Але оскільки на даний час місце засипки займають озера інфільтратів, яких накопичено на сьогоднішній день за різними оцінками 100 – 150 тис. м³, то пріоритетним завданням є очищення та відведення цих інфільтратів, що дозволило б розпочати роботи із виположування схилу сміттєзвалища.

На сміттєзвалищі існують ще і накопичені в локальних зонах промислові відходи – кислі гудрони, але ця ситуація не характерна для всіх сміттєзвалищ України, і тому шляхи оптимальної стратегії їх утилізації (які потребують детальних досліджень) нами не приводились.

На нашу думку у вирішенні проблеми ліквідації екологічної небезпеки, викликаній інфільтратами Грибовицького сміттєзвалища необхідно виокремити 2 етапи:

1 - очищення накопичених інфільтратів з ціллю реалізації рекультивації сміттєзвалища;

2 – очищення інфільтратів, які постійно на протязі десятиліть будуть утворюватися в тілі сміттєзвалища в результаті протікання там біологічних процесів розкладу органічної складової сміття.

Оскільки ці етапи корінним чином відрізняються за об'ємами інфільтратів, які поступають на переробку, їх фізико-хімічними характеристиками та часом реалізації кожного із етапів, на нашу думку передбачувати для реалізації цих двох етапів одну технологію неефективно із технологічної (неможливість забезпечення повного навантаження та ефективної роботи обладнання) та фінансової (значні перевитрати коштів) позицій.

Виходячи із аналізу можливих технологій очищення інфільтратів сміттєзвалища, приведених у розділі 1.3, нашу увагу привернули технологія очищення в аеробному середовищі в умовах аеробної лагуни, практика застосування якої дозволяє стверджувати про перспективність її застосування як однієї із стадій технології попереднього очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища із направленням їх в подальшому за відповідного розведення на доочищення на міські каналізаційні очисні споруди.

Таким чином, збір та очищення інфільтратів є пріоритетною проблемою Грибовицького сміттєзвалища на даний час. Оскільки на стадії спорудження сміттєзвалища не було приділено великої уваги до створення геологічного бар'єру та фільтратозбірної системи, проблема забруднення ґрунтових вод є значною. Відповідно до висновку міської санітарно-епідеміологічної служби Львова, вода із криниць у навколишніх селах є непридатною до споживання.

Розглядаючи процес очищення інфільтратів ми враховували, що всі технології є інтеграцією взаємопов'язаних процесів, які проходять послідовно або паралельно із різним ступенем взаємозв'язків. Від оптимальності реалізації цих процесів, раціональності їх інтегрування залежить в загальному реалізація технології в цілому. Тому дослідження одного процесу, який реалізується в певній технології, без врахування його взаємозв'язку із попередніми чи наступними процесами, обмежує застосування результатів досліджень на практиці. Більш методично правильним є дослідження інтегрованих процесів, що дозволяє в подальшому інпламентувати дані досліджень у певну технологію [118].

Тому технологію очищення інфільтратів ми розглядали як інтегровану, висновок про оптимальні умови її реалізації слід робити на основі сумісного аналізу обох стадій інтегрованої технології за певних критеріїв оптимізації. Вибір певного критерію оптимізації залежить від певних умов застосування інтегрованої технології очищення інфільтратів. Такими критеріями можуть бути: мінімальний час реалізації інтегрованої технології, мінімальна витрата реагентів, мінімальна ціна реалізації технології очищення, мінімальні енергетичні затрати і т.п. Але незалежно від

заданого умовами застосування інтегрованого процесу в технології очищення критерієм його оптимізації, необхідною умовою є досягнення певних параметрів очищення (кінцева концентрація іонів забруднення, БСК, ХПК, вміст дрібнодисперсних частинок осаду в очищених інфільтратах). Умова оптимізації для інтегрованої технології має вигляд [118]

$$\sum_{i=1}^n P_i = \min \quad (3.1),$$

де n – кількість стадій (процесів) інтегрованої технології (для досліджуваної інтегрованої технології очищення інфільтратів $n = 2$);

P – параметр оптимізації (мінімальний час реалізації інтегрованої технології, мінімальна витрата реагентів, мінімальна ціна реалізації технології очищення, мінімальні енергетичні затрати, тощо).

В результаті розгляду декількох можливих варіантів стратегії реалізації інтегрованої технології на основі заданого параметру оптимізації із використанням рівняння (3.1) встановлюються параметри, які забезпечують оптимальні умови реалізації цієї інтегрованої технології [118].

Для досліджуваної інтегрованої технології очищення інфільтрату необхідно аналізувати два критерії оптимізації:

1. Мінімальна вартість реалізації технології в цілому;
2. Час реалізації окремих стадій, який дозволяє забезпечити необхідну продуктивність очищення.

Щодо першого критерію (першого профілю оптимізації), то оскільки на першій стадії аеробного біологічного очищення проходить попереднє очищення, кінцеві параметри після реалізації цієї стадії концентрацій забруднень, БСК та ХСК є початковими для другої стадії, із збільшенням тривалості першої стадії (як показали результати попередніх досліджень) зменшуються показники забруднень (тобто покращуються умови доочищення інфільтратів на другій стадії), але одночасно

збільшується кількість затраченої енергії на аерацію (а отже і фінансові затрати) на реалізацію першої стадії. Завданням оптимізації є аналіз можливих варіантів комбінації цих двох стадій із визначенням варіанту, який забезпечив би мінімальні фінансові затрати [118].

Другим профілем оптимізації є забезпечення необхідної продуктивності очищення. Оскільки перша стадія інтегрованої технології є значно тривалішою в часі (складає десятки діб) від другої стадії (тривалість вимірюється годинами), для реалізації промислового очищення доцільно реалізовувати інтегровану технологію в безперервно (1 стадія) – періодичному (друга стадія) режимі.

Оскільки дані лабораторних досліджень не дають можливості коректного масштабування на натурні умови, обидві ці профілі оптимізації повинні знайти своє вирішення після аналізу результатів досліджень на пілотній установці, які з ціллю отримання даних для оптимізації промислової технології очищення інфільтратів повинні проводитись в періодичному режимі [118].

Недопустимість потрапляння інфільтрату у ґрунтові води базується на двох аспектах – спорудження системи збору інфільтрату та пониження рівня ґрунтових вод.

Система збору інфільтрату із сміттєзвалища базується на системі каналів, прокладених навколо сміттєзвалища, де збираються забруднені інфільтрати і звідки вони самотічно поступають у фільтратозбірні ставки. Згідно із проектом рекультивації та активної дегазації Львівського полігону твердих побутових відходів, який здійснювало ТзОВ «Гафса», існуюча система збору інфільтрату повинна була бути удосконаленою із спорудженням 15 фільтратозбірних свердловин та системою транспортування фільтрату у ставки-накопичувачі. Проте, це завдання не було виконано. На нашу думку діяльність, яка проводилась ТзОВ «Гафса» щодо дегазації полігону була безумовно потрібним і прогресивним кроком і залишалась би таким у випадку продовження дегазації до повного розкладу органічної частини відходів. Але за умови припинення дегазації, інтенсифікація газовиділення в процесах розкладу органічної частини сміття (яка була викликана

дегазацією – інтенсифікацією відводу продуктів реакції) призвела до заповнення горючими газами всієї пористої структури тіла звалища, пізніше до самозагоряння та відомої трагедії .

У спорудженні фільтратозбірної системи важливим завданням є недопущення змішування атмосферних опадів (які є умовно чистими) із інфільтратами, що утворюються у тілі відходів в результаті процесів анаеробного розкладу. Збір атмосферних опадів варто проводити за допомогою обвідних каналів, причому слід розглянути можливість часткового використання існуючих комунікацій. На стадії завершення рекультивації прогнозований склад зібраних таким чином атмосферних опадів не дозволить скидати такі води у водні об'єкти без очищення, проте після завершення рекультивації дозволить значно зменшити затрати на очищення інфільтратів внаслідок зменшення їх об'єму [119, 120, 126].

У зв'язку із безальтернативною умовою поводження із Грибовицьким сміттєзвалищем (закриття та рекультивація) необхідна розробка стратегії переходу на іншу технологію управління відходами. Можливими варіантами у новій технології є:

- Новий полігон ТПВ, який проектується та експлуатується у відповідності із українськими нормами [117] та нормами ЄС [121] та дозволяє вилучати енергію відходів у вигляді біогазу.
- Сміттєпереробний завод, де сміття, що надходить із системи збору проходить попередню стадію сепарації, де вилучаються цінні компоненти, а в подальшому, відповідно до запроектованого варіанту, або подається на анаеробний розклад, або спалюється, або складається на полігоні ТПВ. Також можливим варіантом є застосування різних методів обробки для різних фракцій відходів [122].
- Сміттєспалювальний завод, де усе сміття, що надходить із системи збору, спалюється, а твердий залишок та пил, вловлений системою очищення відхідних газів, зберігається на полігоні ТПВ відповідного до класу небезпечності відходів. Тут варто відзначити, що вибір варіанту сміттєспалювального заводу не виключає попередню сепарацію та переробку цінних компонентів відходів на рівні системи

збору. Оскільки на сміттєспалювальному заводі проходить термічна переробка відходів, сміттєспалювальний завод є за визначенням і сміттєпереробним, тому надалі буде вживатись саме цей термін [123].

Незалежно від обраного варіанту, однією із ланок переробки відходів повинен бути новий полігон ТПВ, де будуть складуватися залишки переробки або уся маса відходів без переробки [124].

Беручи до уваги вплив, який чинить Грибовицьке сміттєзвалище на навколишнє середовище, а також резонансні протести громадськості щодо цього впливу, важливим завданням є розробка стратегії щодо закриття та рекультивації сміттєзвалища та перетворення його у об'єкт, безпечний для навколишнього середовища. Необхідним етапом мінімізації екологічної небезпеки, яку спричиняє Грибовицьке сміттєзвалище, є проведення технічної рекультивації із такими шарами відповідно до норм [117]:

- Мінеральний захисний шар із водопроникністю 10^{-9} м/с та товщиною шару 1 м ;
- Шар синтетичної гідроізоляції завтовшки не менше 3 мм, стійкий до хімічної та біологічної агресії та до ушкодження гризунами;
- Дренажний шар товщиною 0,5 м., який необхідний для відводу атмосферних вод із поверхні сміттєзвалища;
- рекультиваційний шар завтовшки не менше 1 м, що має шар родючого ґрунту завтовшки 30...50 см.

Варто зазначити, що норми проведення технічної рекультивації [117] є подібними до норм Директиви ЄС [121], за виключенням того, що шар синтетичної гідроізоляції не вимагається у Директиві ЄС, а також того, що у директиві ЄС не нормується родючість верхнього рекультиваційного шару. Відповідно до [121] геологічний бар'єр повинен покриватись синтетичним водонепроникним матеріалом та дренажним шаром, у якому встановлюються перфоровані труби для збору інфільтрату. Згідно з [117] синтетичне покриття не вимагається. Тут слід відзначити, що позиція розробників [117] є незрозумілою. Синтетичний матеріал дозволяє покращити захист від потрапляння інфільтрату, що утворюється в процесі

анаеробного розкладу відходів, у ґрунтові води. Натомість, синтетичне покриття вимагається як захисний шар для верхнього перекриття сміттєзвалища і розміщується на глибині 1,5 м від поверхні. Отже, більшого значення надається захисту від потрапляння атмосферних опадів у тіло звалища ніж від потрапляння токсичного інфільтрату у ґрунтові води. Також, одним із варіантів біологічної рекультивації є засадження кущами і деревами, які можуть пускати корені глибоко вниз і тим самим пошкоджувати синтетичне покриття і зменшувати його ефективність [118, 125 - 126].

Наступним етапом повинна стати біологічна рекультивація, яку необхідно проводити на основі регульованої екологічної сукцесії із використанням встановлених рядом дослідників [127 - 129] видовим складом та структурою фітоценозів - меліорантів.

3.4. Висновки і узагальнення до 3 розділу

Проведена ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. Встановлено, що в зоні негативного впливу Грибовицького сміттєзвалища на довкілля можна виділити три потенційних джерела екологічної небезпеки: заскладовані ТПВ, озера кислих гудронів та господарська діяльність населення. За умови синергічності впливу цих джерел екологічної небезпеки у загальний розподіл забруднень конкретизувати вплив кожного із джерел неможливо, але можна судити який тип забруднень спричиняє кожне із джерел.

Проведений моніторинг стану забруднень гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища та їх візуалізація на карті. Дані моніторингу свідчать про значне поширення забруднення амонійним азотом в ґрунтових водах та підземних водоносних горизонтах. Перевищення ГДК змінюється в широких границях: від (274-560) ГДК (в самих інфільтратах) до (1,3 – 93,1) ГДК (в поверхневих та підземних водах). Це викликає необхідність реалізації заходів щодо

збору та очищення інфільтратів, що дозволить ліквідувати екологічну небезпеку забруднення навколишнього середовища в зоні впливу сміттєзвалища.

Встановлено, що сміттєзвалища України створюють значну екологічну небезпеку у зоні їх впливу внаслідок відсутності захисного протифільтраційного екрану, системи збору та утилізації інфільтратів та звалищного газу, спланованої системи фізичної та біологічної рекультивації заповнених сміттям карт, системи збору та відведення умовно чистих атмосферних вод. Проведено аналіз можливих технологій очищення накопичених інфільтратів, показана перспективність застосування технології біологічного очищення інфільтратів у аерованих лагунах. Показано, що вирішення проблеми впровадження інноваційних технологій управління ТПВ можливе лише за умови комплексного підходу: створення умов для проведення технічної та біологічної рекультивації існуючих сміттєзвалищ та забезпечення функціонування системи заходів з ціллю попередження забруднення довкілля, побудови полігонів ТПВ, які б відповідали показникам українських нормативних документів та директив Євросоюзу, створення ефективних сміттєпереробних комплексів із використанням існуючих передових технологій.

Результати, отримані дисертантом і приведені у цьому розділі в достатній мірі повно освітлені у публікаціях [118 - 120, 123 - 126].

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ СТАДІЇ ПОПЕРЕДНЬОГО ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТИВ СМІТТЄЗВАЛИЩ В АЕРОВАНИХ ЛАГУНАХ

Біологічне очищення інфільтратів в аерованій лагуні є першою стадією пропонованої двохстадійної технології. Стадія реалізується безпосередньо на території сміттєзвалища у геореакторі – водній лагуні, обладнаній системою аерації. Оскільки для реалізації стадії створюється нове обладнання і нове середовище очищення, стадія вимагає детального дослідження (на відміну від другої стадії, де процес доочищення реалізується на існуючому обладнанні). Тому для дослідження оптимальних параметрів реалізації стадії необхідно було встановити як особливості процесу у статичному режимі (за умов незмінного об'єму у геореакторі інфільтратів) так і в динамічному (безперервному) режимі очищення, за умови безперервного або періодичного відбору із геореактора порції очищеного інфільтрату і додавання еквівалентної кількості неочищеного інфільтрату. Для першого (статичного) досліджуваного режиму слід було встановити кінетику зміни параметрів процесу та динаміку очищення від забруднень, залежність процесу очищення від витрати повітря аерації, встановлення можливості використання для інтенсифікації очищення внесення свіжих порцій активного мулу, вилученого із стадії аеробного очищення муніципальних стічних вод на КОС. Для другого (динамічного) режиму досліджень необхідно було дослідити залежність ефективності очищення інфільтрату від часу затримки інфільтрату в геореакторі, залежність ефективності очищення інфільтрату від температури, залежність ефективності очищення інфільтрату від внесення в систему насадкових тіл для іммобілізації на них біоценозу, залежність ефективності очищення інфільтрату від періодичності аерації. Саме результати цих досліджень дозволяють прогнозувати розвиток процесу за різних параметрів навколишнього середовища та різних параметрів реалізації процесу. Окремі дослідження слід провести для встановлення особливостей розвитку біоценозу аерованої лагуни. На основі результатів досліджень можуть бути узагальнені технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованій лагуні.

4.1. Дослідження процесу біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні в статичному режимі

4.1.1. Дослідження кінетики зміни параметрів процесу та динаміки очищення від забруднень. На першому етапі досліджень у статичному режимі проводилось моделювання умов аерації в аерованій лагуні за таких параметрів реалізації процесу: витрата повітря аерації - $4,2 \cdot 10^{-5}$ м³/с (2,5 л/хв.); температура – 20⁰С; концентрація розчиненого кисню (C_{PK}) – 1,87 мг/дм³; рН – 8,64; концентрація іонів амонію – 900 мг/л; хімічне споживання кисню – 11 000 мг О/л. На рис.4.1 – 4.4 приведені результати даних досліджень [130 - 134] на експериментальній установці, приведений на рис.2.2 згідно із методикою, детально описаною в розділі 2.3.

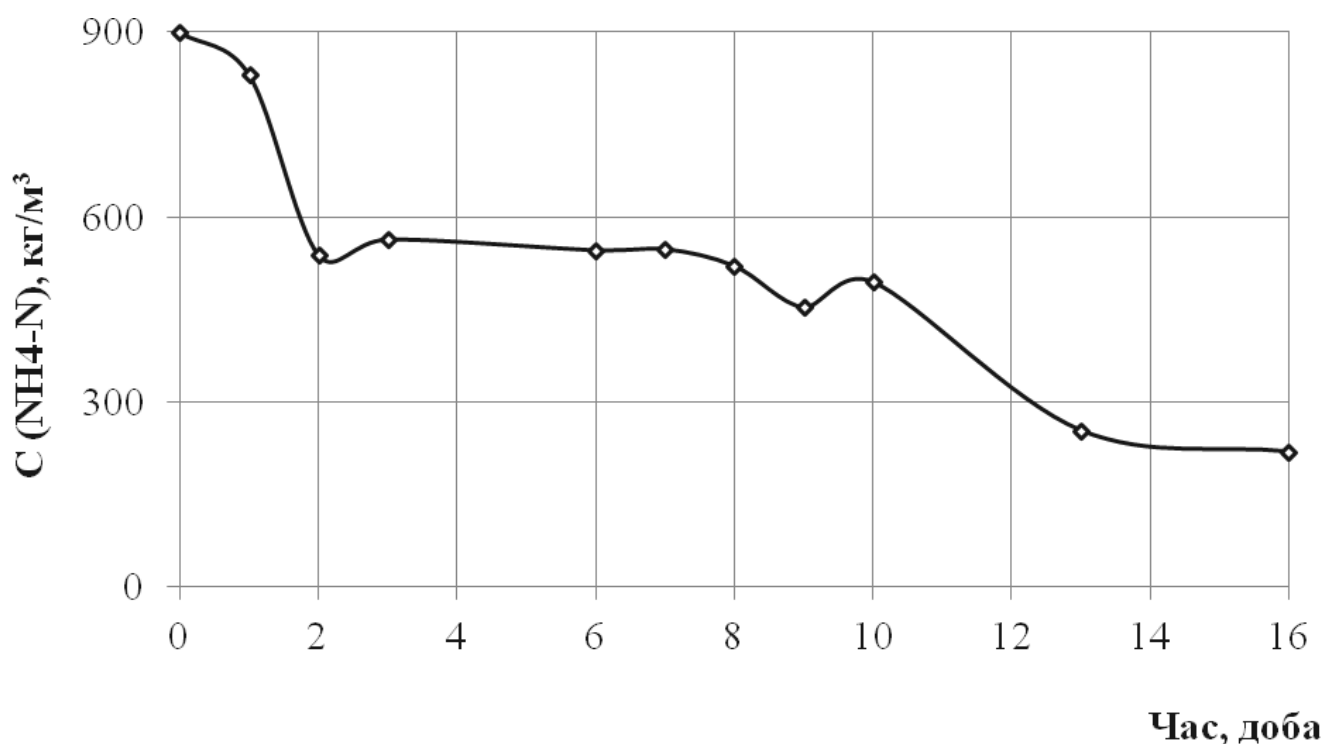


Рисунок 4.1 - Зміна концентрація NH₄-N в статичному режимі.

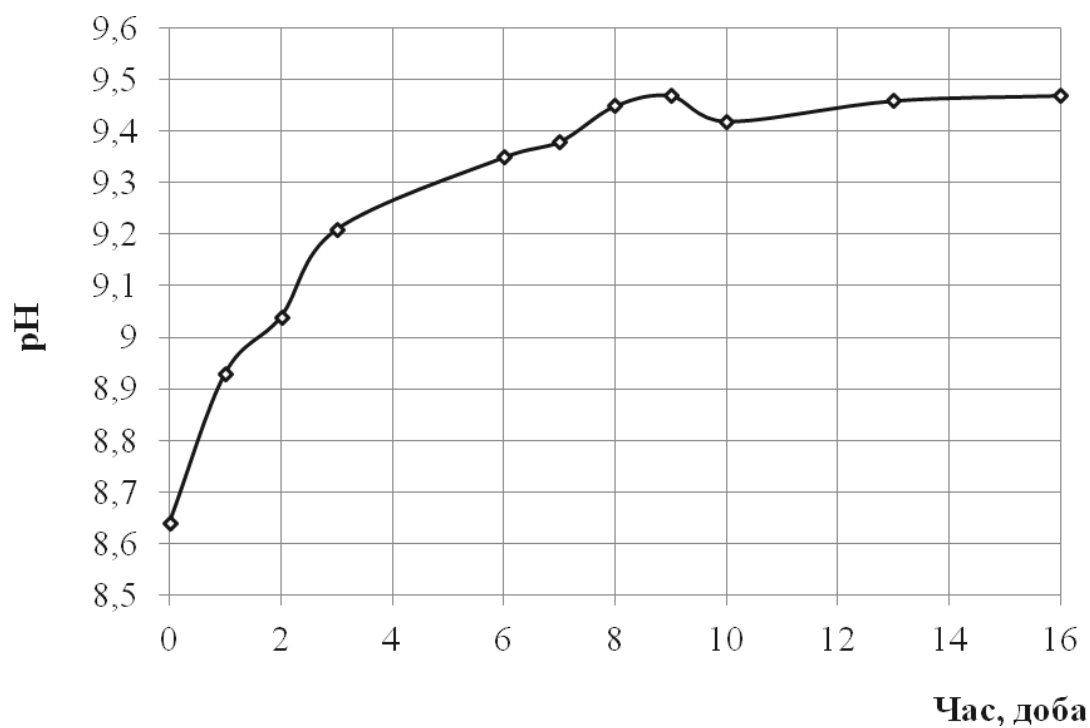


Рисунок 4.2 - Зміна значення рН в статичному режимі.

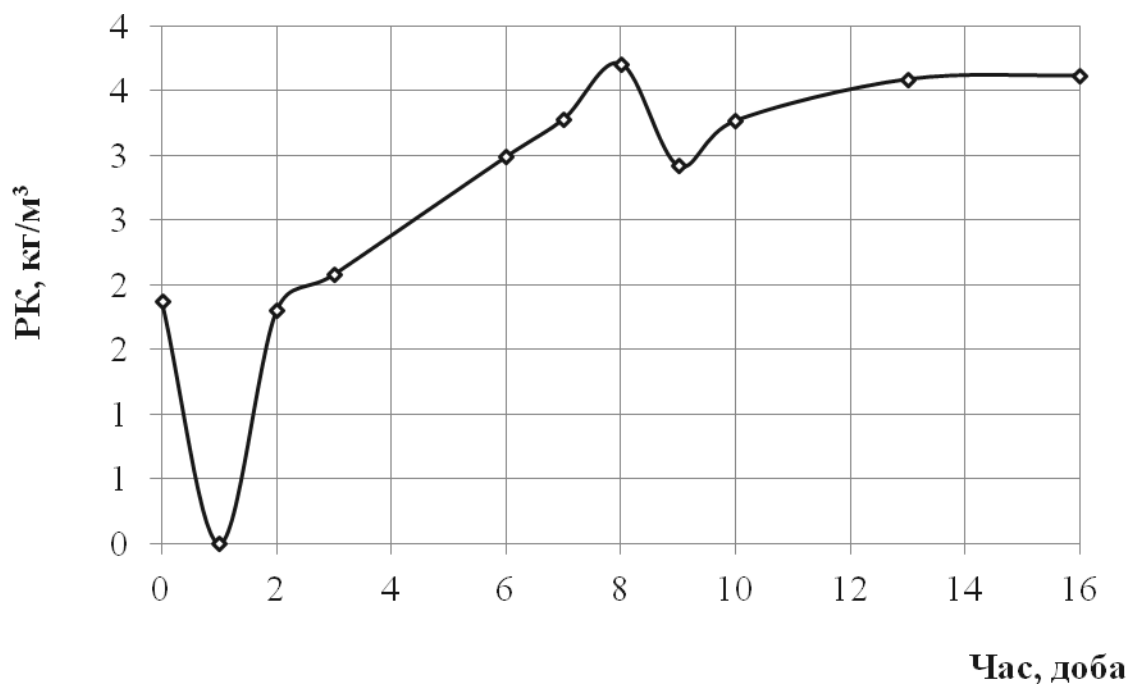


Рисунок 4.3 - Зміна концентрації розчиненого кисню в статичному режимі.

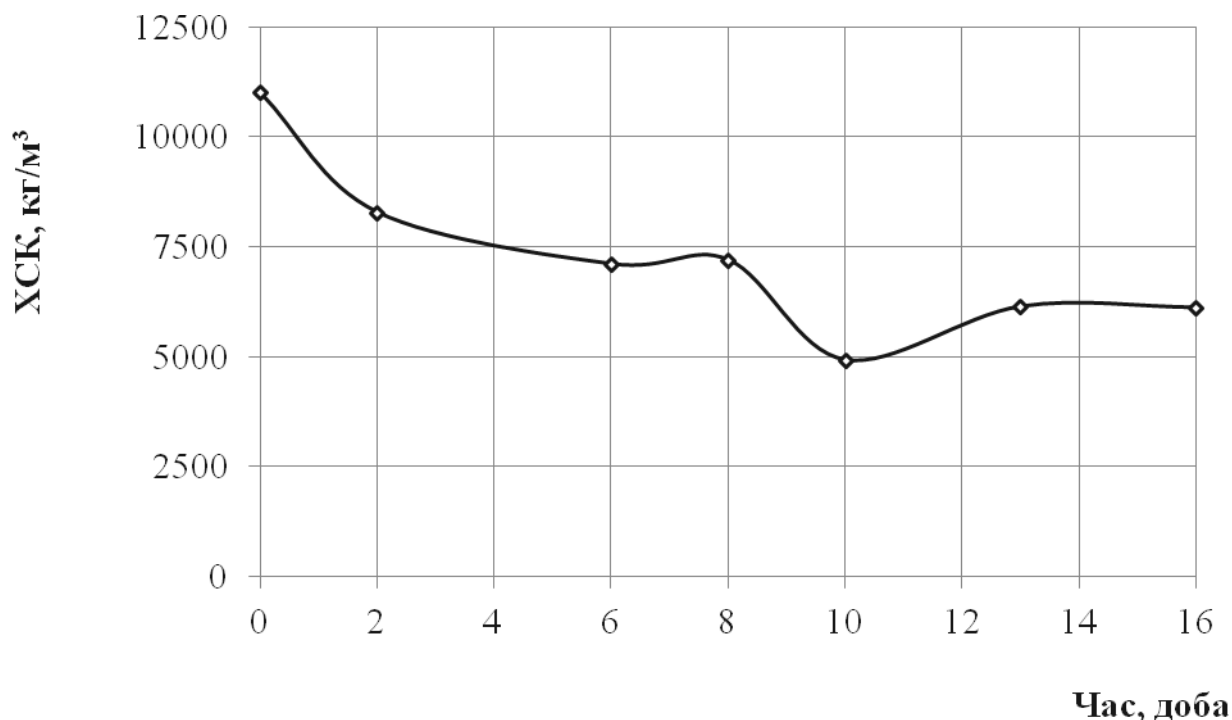


Рисунок 4.4 - Зміна значення ХСК в статичному режимі.

Аналіз результатів досліджень аеробного біологічного очищення в статичному режимі на експериментальній установці [130] свідчить, що за період 16-денного циклу вдалось досягти зменшення ХСК майже в 2 рази і зменшення концентрації іонів амонію більше, ніж у 3 рази. Це максимально можлива ступінь очищення для досліджуваних умов. Проте в реальних умовах ставити ціллю очищення до цих максимальних рівнів недоцільно, оскільки це пов'язано із значними матеріальними та енергетичними затратами. Тому і постала необхідність проведення описаних нижче досліджень попереднього очищення інфільтратів у аерованій лагуні в динамічному режимі.

На протязі всього циклу досліджень рН розчину асимптотично зростав від 8,64 до 9,47.

4.1.2. Дослідження залежності процесу очищення від витрати повітря аерації. В лабораторних умовах на експериментальній установці, представленій на рис.2.2, досліджувався вплив витрати повітря на динаміку процесу очищення інфільтратів. Дослідження проводились за умов, описаних у розділі за різних

значень витрати повітря аерації (1 та 2 л/хв.). Критерієм впливу температури на динаміку очищення служила зміна відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті (N), яка визначалась за формулою

$$N = \frac{C(NH_4 - N)_{кін}}{C(NH_4 - N)_{поч}}, \quad (4.1),$$

де $C(NH_4 - N)_{поч}$ і $C(NH_4 - N)_{кін}$ – відповідно початкова та кінцева концентрації амонійного азоту в інфільтраті, який очищається.

Встановлені в результаті досліджень залежності зміни концентрації іонів амонію в розчині та зміни рН розчину представлені на рис.4.5 та рис.4.6

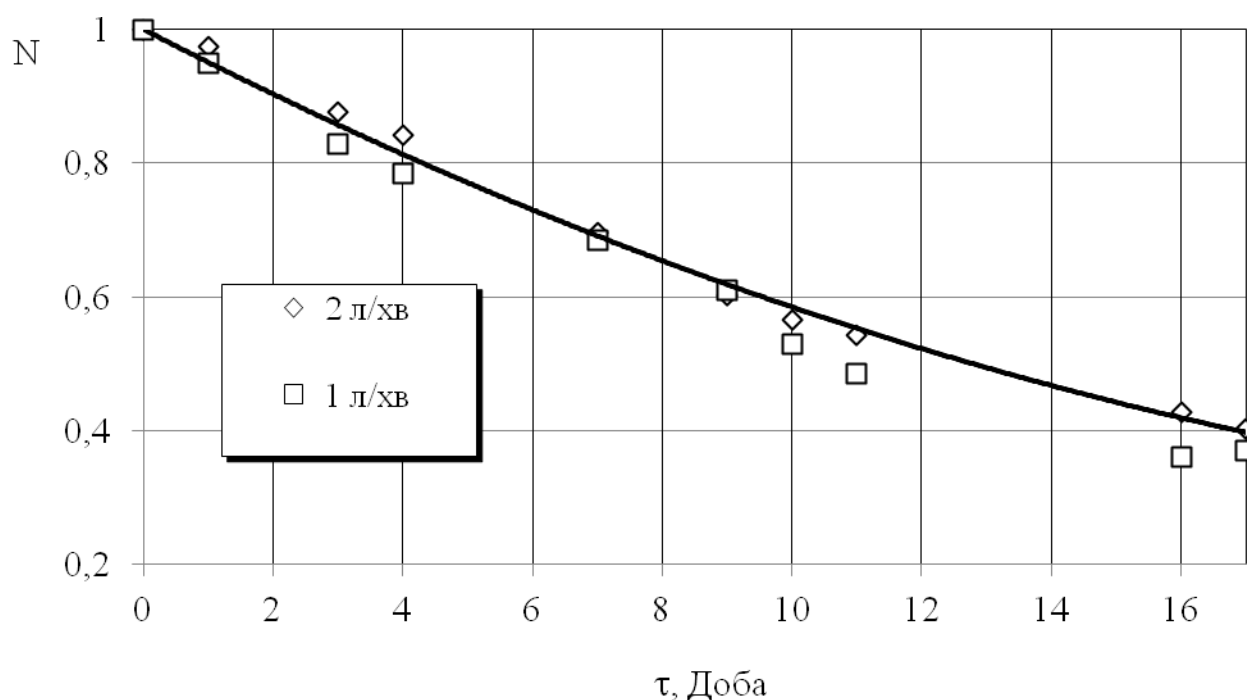


Рисунок 4.5. Залежність зміни концентрації NH_4-N від витрати повітря аерації.

Як видно із рис.4.5, експериментальні точки для обох витрат повітря описуються однією лінією тренду – поліноміальною регресією другої степені

$$N = 0,0009\tau^2 - 0,0502\tau + 1 \quad (4.2)$$

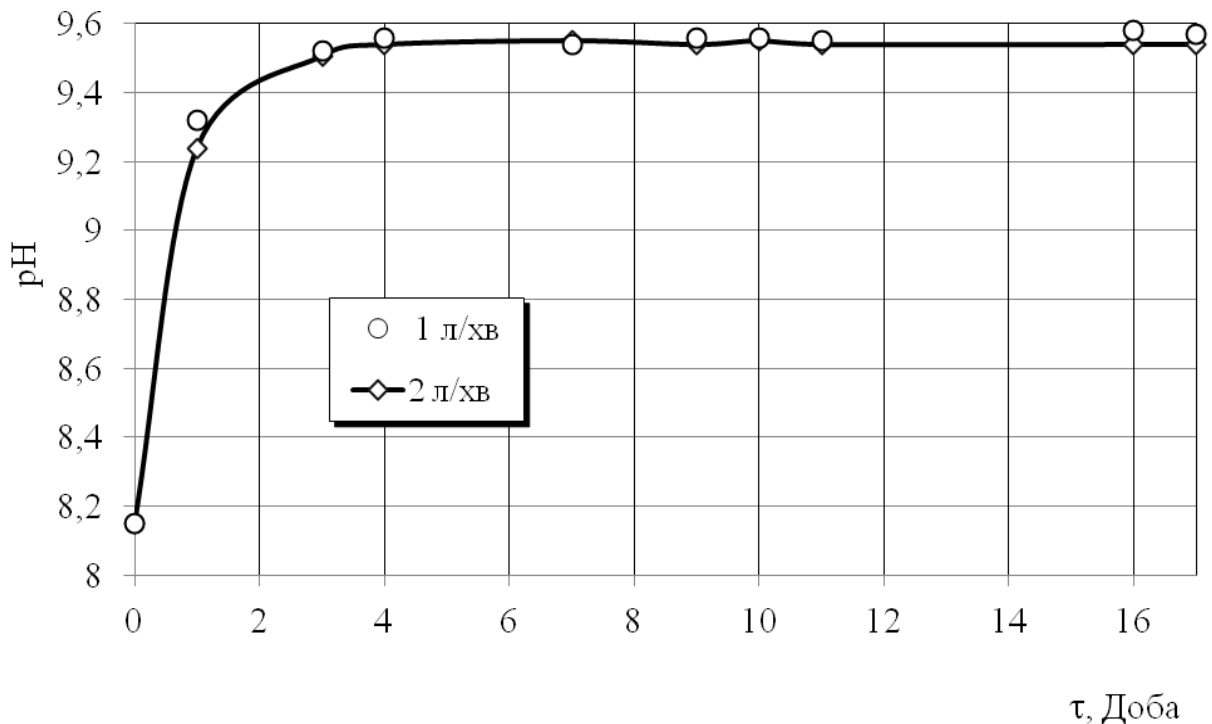


Рисунок 4.6 - Залежність зміни рН розчину від витрати повітря аерації.

Достовірність апроксимації складає $R^2 = 0,9939$. Це свідчить про те, що в умовах лабораторної установки навіть мінімальні показники аерації дозволяють забезпечити необхідну ступінь біологічного окиснення забруднень. А суттєво зменшити ступінь аерації для умов лабораторних досліджень не представляється можливим технічно. Тому встановлення залежності динаміки очищення інфільтрату від витрати повітря аерації слід продовжити в умовах промислової установки.

Автомодельність процесу очищення інфільтрату від витрати повітря аерації в умовах лабораторної установки підтверджується також характером ідентичної для обох режимів аерації залежності зміни в часі рН розчину (рис.4.6).

4.1.3. Дослідження залежності процесу очищення від додавання активного мулу КОС. Проводились дослідження залежності динаміки очищення інфільтратів від додавання (або не додавання) із початком процесу в систему активного мулу КОС (10 г/л розчину). Результати досліджень відображені на рис.4.7.

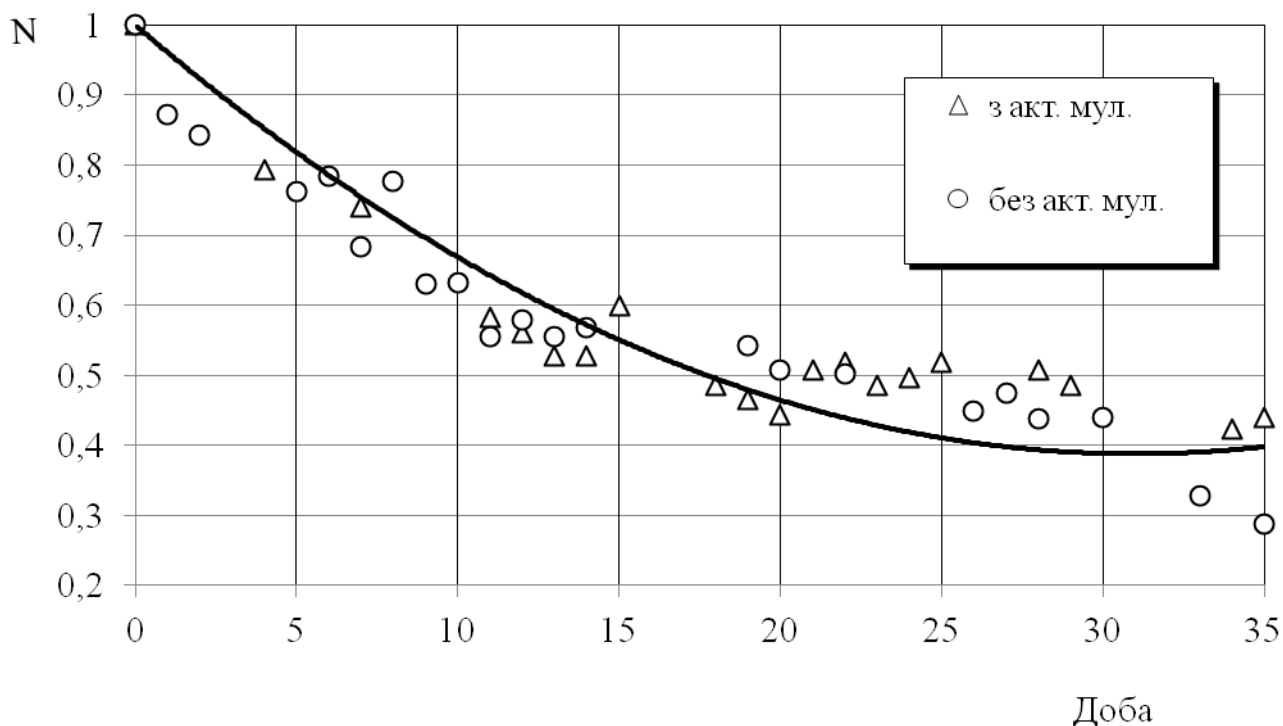


Рисунок 4.7 - Залежність зміни концентрації $\text{NH}_4\text{-N}$ від додавання активного мулу.

Як видно із рис.4.7, як і в попередньому випадку експериментальні точки описуються однією лінією тренду – поліноміальною регресією другої степені

$$N = 0,0006\tau^2 - 0,0395\tau + 1 \quad (4.3)$$

Достовірність апроксимації складає $R^2 = 0,8827$. Автомодельність процесу у відношенні добавки активного мулу КОС із початком аеробного очищення інфільтратів можуть свідчити про те, що біологічна культура, яка бере участь у очищенні і яка інактивується в системі, відмінна від біоценозу КОС. Біоценоз КОС не бере участь в очищенні інфільтрату і по всій імовірності відмирає у невласливих та нежиттєздатних для нього умовах. Для обох умов досліджень очищення починається після інактивації нового біоценозу, який і забезпечує необхідні умови очищення.

4.2. Дослідження процесу біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні у динамічному режимі

4.2.1. Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від часу затримки інфільтрату в реакторі. Дослідження проводились за методикою, детально описаною в розділі 2.3. Початкова концентрація $C(\text{NH}_4\text{-N})$ у інфільтраті складала $899,96 \text{ кг/м}^3$, початкове значення ХСК- 11000 кг/м^3 . Середнє значення температури на протязі всього періоду досліджень склало 20°C . Результати досліджень представлені в таблиці 4.1.

Для забезпечення достовірності результатів досліди повторювались декілька разів, в таблиці 4.1 приведені усереднені дані цих досліджень. Одночасно в результаті досліджень було встановлено, що в значній мірі ефективність очищення залежить від загального часу очищення в реакторі (ступеня розвитку біомаси біоценозу, який приймає участь у біологічному очищенню в аерованій лагуні. Залежність ступеня очищення інфільтратів від іонів амонію та від ХСК від часу затримки інфільтрату в реакторі приведена на рис.4.8.

Таблиця 4.1 - Результати дослідження аеробного біологічного очищення інфільтрату в динамічному режимі на експериментальній установці [104-105]

Кількість відливу / доливу інфільтрату, мл/добу	Час затримки у реакторі (Т), діб	$C(\text{NH}_4\text{-N})$, кг/м^3	pH	$C(\text{PK})$, кг/м^3	ХСК, кг/м^3
0	-	899,95	9,38	-	11000
4000	1	831,07	8,93	3,87	8281,8
500	8	615,81	9,21	3,95	5487,1
400	10	584,19	9,37	3,91	5535,2
350	11,5	585,47	9,42	3,87	5536,4
250	16	583,09	9,38	3,90	5534,7

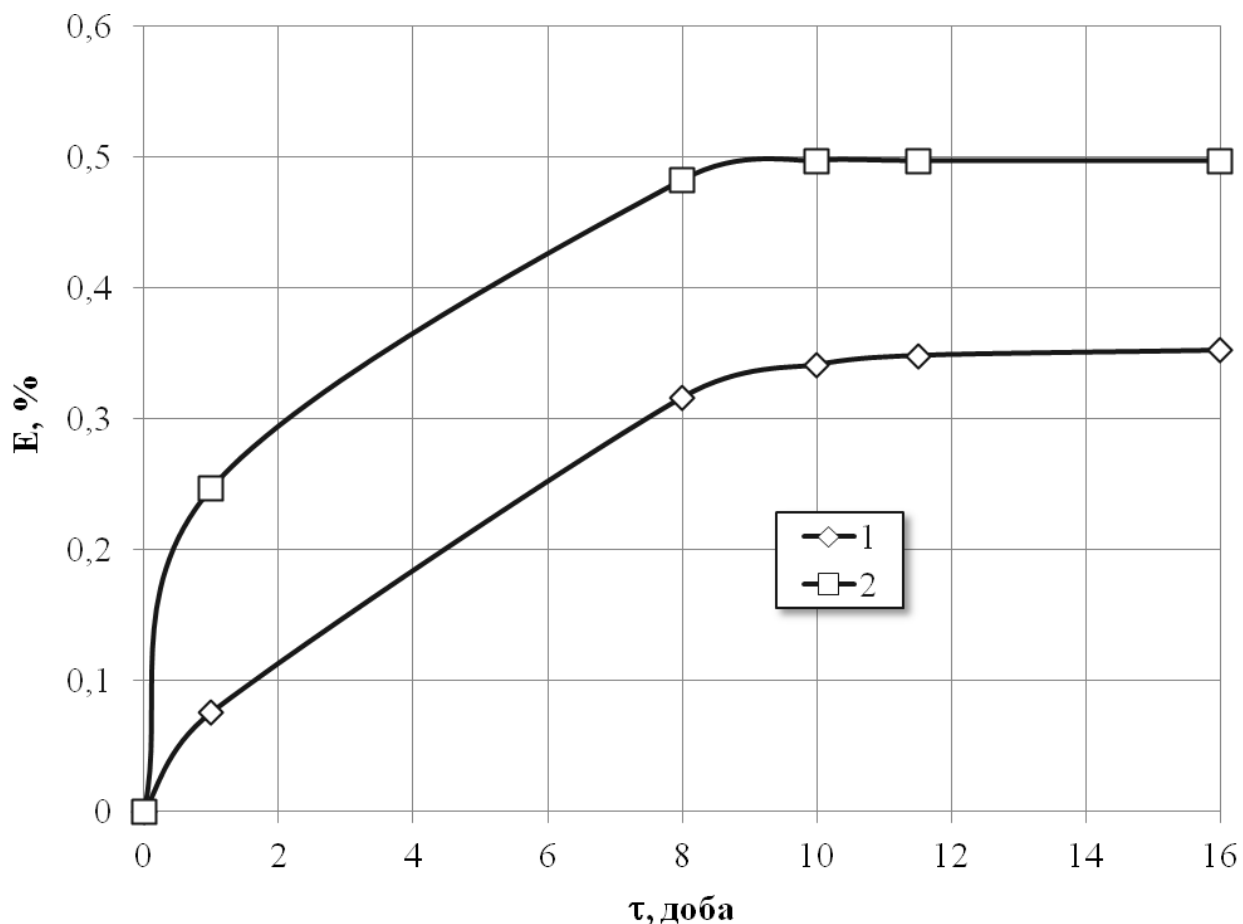


Рисунок 4.8 - Залежності ефектів очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища від іонів амонію (1) і ХСК (2) від часу затримки інфільтрату у реакторі τ .

Ефекти очищення $E_{NH_4^+}$ та $E_{ХСК}$ визначали за залежностями (4.4) і (4.5):

$$E_{NH_4^+} = \frac{C(NH_4 - N)_{поч} - (NH_4 - N)_{кін}}{C(NH_4 - N)_{поч}} \cdot 100\% , \quad (4.4)$$

де $C(NH_4 - N)_{поч}$ і $C(NH_4 - N)_{кін}$ - відповідно початкова та кінцева концентрації амонійного азоту в інфільтраті, який очищається

$$E_{ХСК} = \frac{(COD)_{поч} - (COD)_{кін}}{(COD)_{поч}} \cdot 100\% , \quad (4.5)$$

де $(XCK)_{поч}$ і $(XCY)_{кін}$ – відповідно початкове та кінцеве значення ХСК.

Дослідження очищення інфільтрату в аерованій лагуні показали, що оптимальним часом затримки інфільтрату в реакторі є час 10 діб. У цьому випадку досягається 35 % очищення інфільтратів від іонів амонію і на 50% зменшення ХСК. Як свідчать приведені у табл. 2 дані, у випадку зменшення часу затримки інфільтрату в реакторі до 8 діб, ефективність очищення від іонів амонію зменшується до 31%, хоча ступінь очищення за ХСК залишається практично таким же. Тому в кінцевому рахунку оптимальне значення часу затримки інфільтрату в реакторі повинно визначатись на основі техніко-економічного аналізу всієї технології очищення інфільтрату в цілому.

4.2.2. Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від температури. Дослідження впливу на кінетику біологічного аеробного очищення інфільтратів Львівського звалища ТПВ в динамічному режимі температури реалізації процесу проводились на експериментальній установці (рис 2.2) за методикою, описаною в розділі 2.3. Колба – реактор поміщалась у термостатичні умови, де на протязі всього періоду досліджень підтримувалась постійна температура досліджень (13 °С, 20 °С, 30 °С).

Залежність зміни відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті від температури реалізації процесу представлена на рис. 4.9.

Як видно із рис. 4.9, кінетика зміни відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті значною мірою залежить від температури реалізації процесу біологічного аеробного очищення. Тому для реалізації двостадійної технології очищення інфільтратів звалищ ТПВ в аерованих лагунах та на міських КОС необхідно корегувати режими реалізації окремих процесів залежно від температури навколишнього середовища. Зі зменшенням температури навколишнього середовища необхідно або збільшувати час затримки інфільтрату у аерованій лагуні, або збільшувати кратність розбавлення інфільтратів міськими каналізаційними стоками.

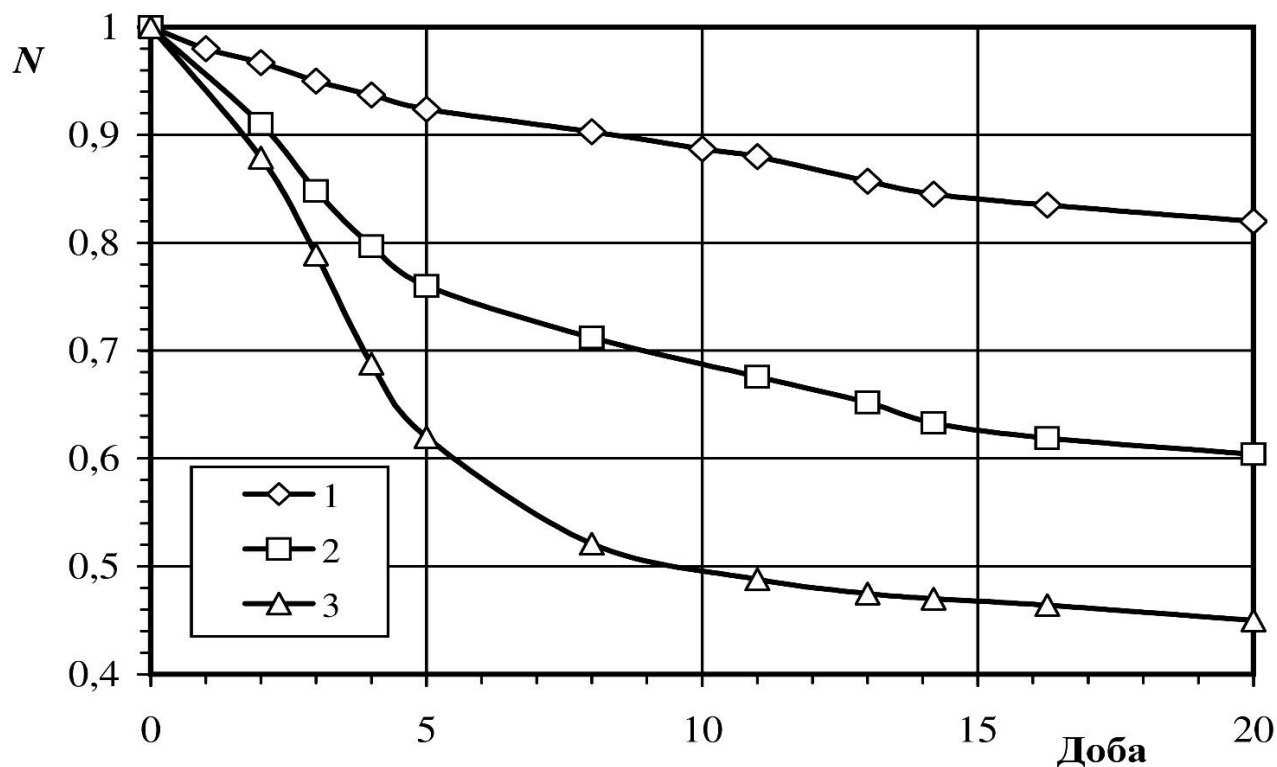


Рисунок 4.9 - Кінетика зміни відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті для температур реалізації процесу: 13 °C (1), 20 °C (2) і 30 °C (3).

4.2.3. Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від внесення в систему насадкових тіл для іммобілізації на них біоценозу. У випадку реалізації процесу очищення інфільтрату в реальних умовах аерованої лагуни важливим є забезпечення необхідної поверхні масообміну. Для умов КОС (а також у випадку реалізації процесів ANAMMOX, CANON, OLAND, SHARON та ін. [135]), із цією ціллю часто використовують іммобілізацію біоценозу у вигляді біоплівки. Це досягається шляхом внесення в систему насадкових тіл, на яких і проходить іммобілізація біоценозу. Тому нами проводились дослідження ефективності процесу у випадку внесення пінопластових кульок, які служили насадковими тілами для іммобілізації біоценозу. Загальний вигляд установки, на якій проводились такі дослідження, показаний на рис.4.10.



Рисунок 4.10 - Загальний вигляд дослідної установки дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від внесення в систему насадкових тіл для іммобілізації на них біоценозу.

Результати досліджень представлені на рис.4.11. Як свідчать представлені на рис. 4.11 результати, до 12 діб реалізації процесу відносна концентрація амонійного азоту за обох варіантів його реалізації практично не відрізняється. Проте починаючи із 12 доби і до закінчення спостережень (31 доба реалізації процесу) зменшення відносної концентрації амонійного азоту у варіанті без добавок насадкових тіл відстає від цього ж параметру для варіанту без добавлення насадкових тіл. На нашу думку це може бути пов'язано із способом іммобілізації біоценозу: у випадку вмісту в системі насадкових тіл він інактивується у вигляді біоплівки на цих тілах і відповідно поверхня масообміну та інтенсивність окиснення забруднення у цьому випадку зростає. Відставання у окисненні забруднення в системі без насадкових тіл

досить незначне (для 31 доби реалізації процесу воно складає 0,1), можна допустити, що в умовах лабораторної установки спосіб іммобілізації біоценозу не створює вирішального значення на динаміку очищення інфільтрату. Проте слід очікувати, що в умовах аерованої лагуни, іммобілізація біоценозу на носіях у вигляді біоплівки повинна значно інтенсифікувати процес, сприяти технологічності його реалізації. Особливо корисне застосування носіїв для іммобілізації біоценозу у випадку виносу частини біоценозу із очищеним інфільтратом із геореактора – аерованої лагуни, особливо коли після стадії аерації застосовують ще й стадію реагентного очищення [135]. На цей спосіб стабілізації параметрів процесу біологічного очищення інфільтрату сміттєзвалищ в умовах аерованої лагуни отримано патент України [136], Додаток Б.

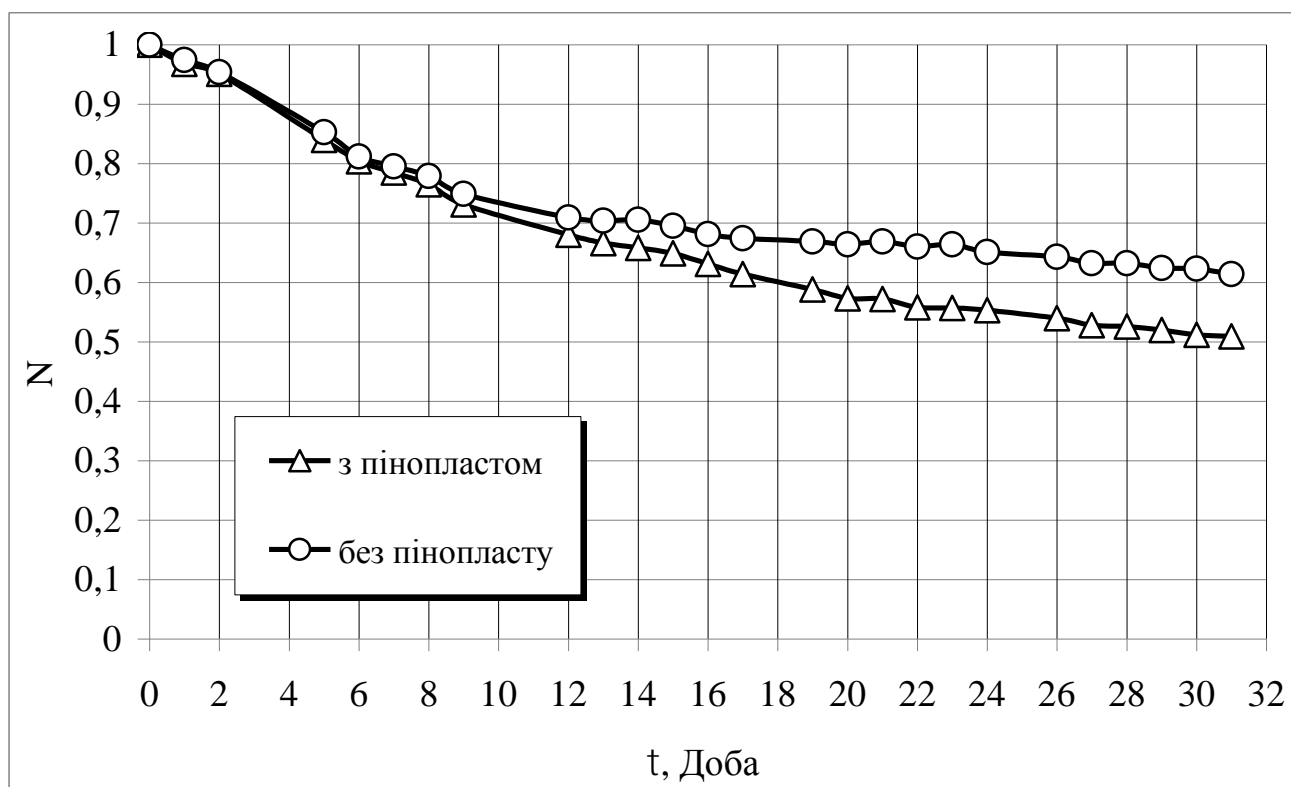


Рисунок 4.11 - Кінетика зміни відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті від добавки в систему носіїв для іммобілізації біоценозу.

4.2.4. Дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від періодичності аерації. Дослідження проводили за умови постійної та періодичної

(із різними параметрами періодичності) аерації. Періодичність аерації забезпечувалась шляхом підключення компресора – аератора через реле, на якому задавався відповідний режим включення/виключення аератора. Досліджувались два варіанти періодичності:

1. 1 година аерації/1 година відключення подачі повітря;
2. 1 година аерації/4 години відключення подачі повітря.

Ці варіанти порівнювались із режимом безперервної аерації.

Початкова концентрація амонійного азоту, початкове значення рН та температура фільтрату у всіх трьох випадках були однаковими та становили відповідно $C_{\text{поч}}=805$ мг/дм³; рН₀=8,46; $t = 20$ °С. Результати досліджень представлені на рис.4.12.

За критерій очищення фільтратів від іонів амонію, як і в попередньому випадку, прийнято відношення поточної концентрації амонійного азоту $C(t)$ до його початкового значення C_0 , яке позначено нами раніше як N (формула 4.1). Основним результатом дослідження є те, що ефект очищення за амонійним азотом в режимі періодичної аерації №1 – вищий, ніж за умов неперервної аерації (рис.4.12). Разом з тим, у режимі періодичної аерації №2 (1 година аерації та 4 години перерви) ефект очищення від амонійного азоту – найнижчий серед трьох досліджених режимів на всіх часових відрізках.

Експериментальні результати апроксимовано експоненційними залежностями, виду $C/C_0 = \exp(-kt)$, що є загальним аналітичним розв'язком для реакцій першого порядку.

Для неперервної аерації отримано залежність:

$$C/C_0 = \exp(-0,0205 t), \quad (4.6)$$

зі значенням коефіцієнта детермінованості $R^2=0,841$;

для періодичної аерації №1:

$$C/C_0 = \exp(-0,0351t), \quad (R^2=0,941) \quad (4.7)$$

для періодичної аерації №2:

$$C/C_0 = \exp(-0,0111t), \quad (R^2=0,691) \quad (4.8)$$

де t – час від початку аерації, діб.

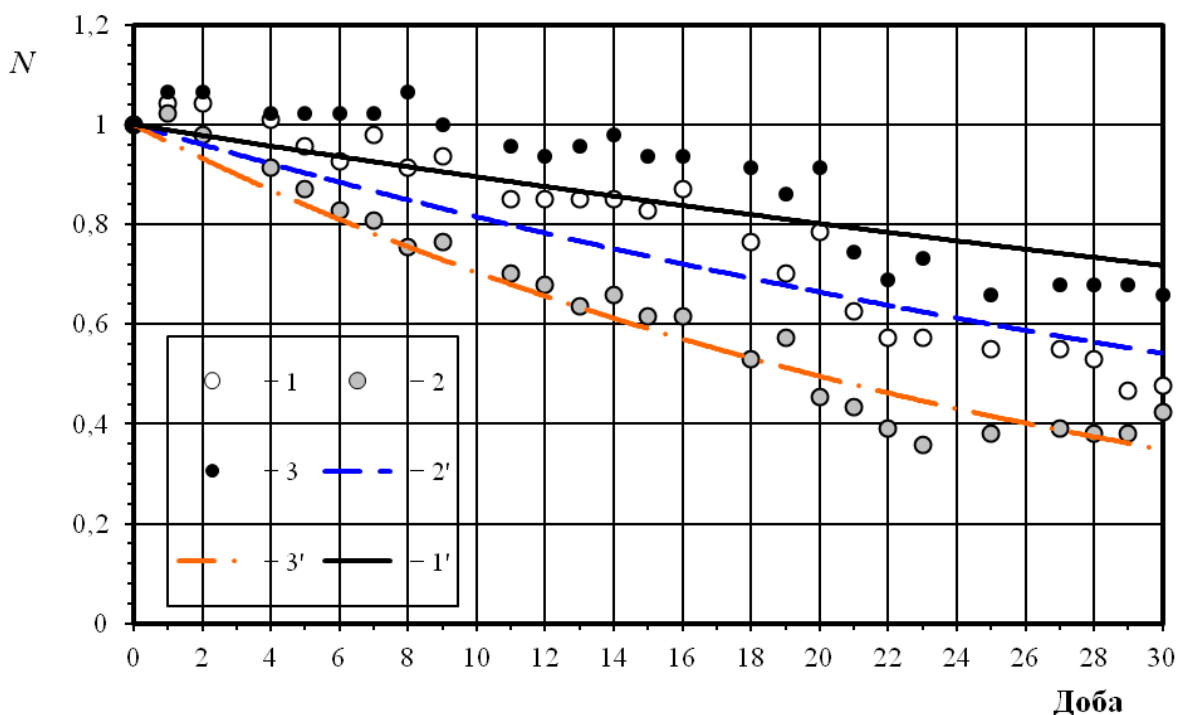


Рисунок 4.12 - Зміна в часі відносної концентрації амонійного азоту за різних режимів аерації інфільтрату ($C_0=805$ мг/дм³; $pH_0=8,46$; $T=20$ °C): 1 – неперервний; 2 – періодичний №1 (1 година аерації / 1 година перерви); 3 – періодичний №2 (1 година аерації / 4 година перерви); 1', 2', 3' – відповідні апроксимації (1)–(3) за експоненціальним законом.

Лише для режиму періодичної аерації №1 отримано значення коефіцієнта детермінованості, яке є достатньо високим ($R^2=0,941$), щоб говорити про наявність відповідної функціональної залежності.

Разом з тим, потрібно зазначити відсутність зміни концентрації амонійного азоту на початку процесу аерації. Для режиму неперервної аерації вміст іонів амонію з точністю до похибки визначення практично не змінювався протягом перших $\Delta t_0=4$ діб аерації, тоді як у режимі періодичної аерації №1 цей термін становив 2 доби, а у режимі періодичної аерації №2 зтягнувся до 9 діб. Цей ефект може свідчити про переважання процесів біохімічного очищення інфільтрату порівняно із чисто хімічним окисненням іонів амонію, а час відсутності початкових змін потрібно розглядати як термін, за який у інфільтраті починає формуватися та "працювати" відповідний аеробний мікробіоценоз.

Якщо розглядати відносну концентрацію амонійного азоту у інфільтраті, як функцію ефективного часу t_1 від фактичного початку процесів очищення, отримуємо значно вищі коефіцієнти детермінованості відповідних експоненційних залежностей (рис.4.12). Ефективний час t_1 визначали як різницю абсолютного часу t від початку експерименту та часу початкової затримки Δt_0 , протягом якого вміст іонів амонію залишався незмінним (для неперервної аерації $\Delta t_0= 4$ доби; для періодичної аерації №1 $\Delta t_0= 2$ доби; для періодичної аерації №2 $\Delta t_0= 9$ діб).

Для неперервної аерації отримано лінію тренду:

$$C/C_0 = \exp(-0,0262 t_1), \quad (4.9)$$

зі значенням коефіцієнта детермінованості $R^2=0,909$;

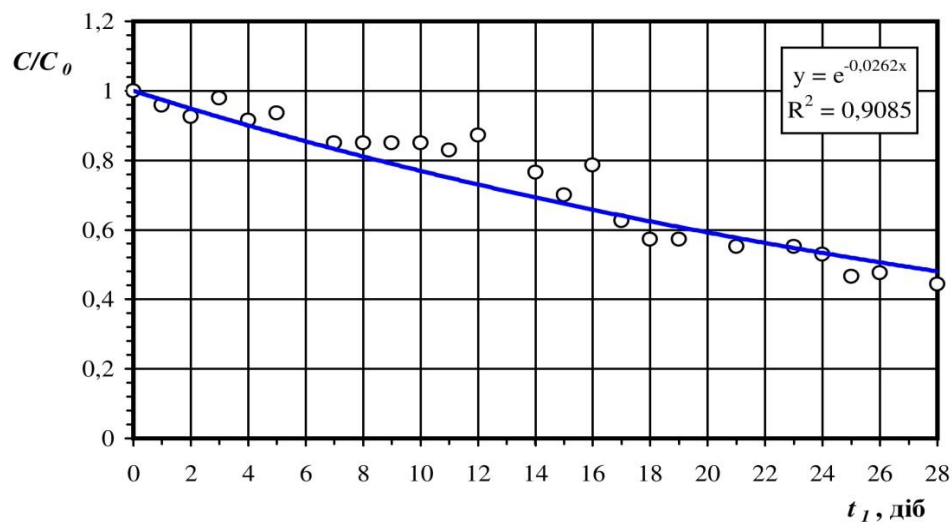
для періодичної аерації №1:

$$C/C_0 = \exp(-0,0369 t_1), \quad (R^2=0,946) \quad (4.10)$$

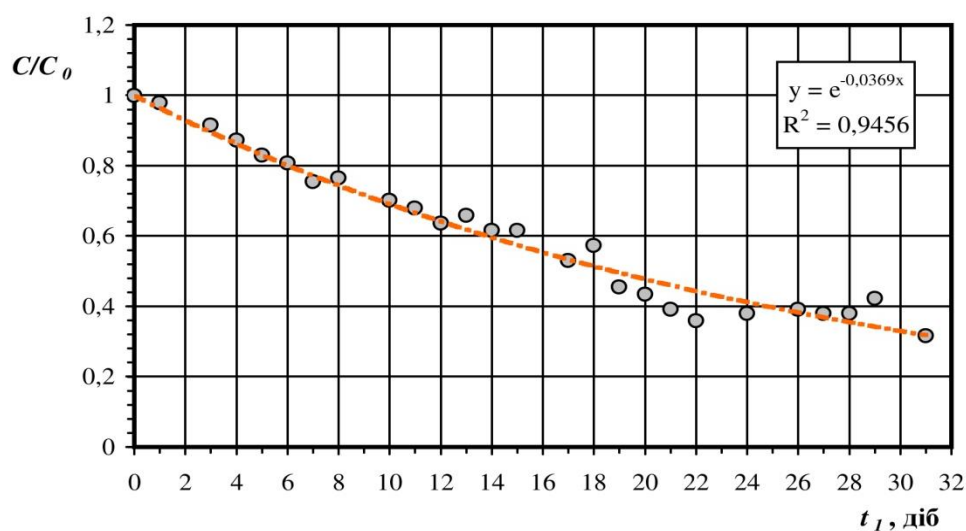
для періодичної аерації №2:

$$C/C_0 = \exp(-0,0203 t_1), \quad (R^2=0,865) \quad (4.11)$$

а



б



в

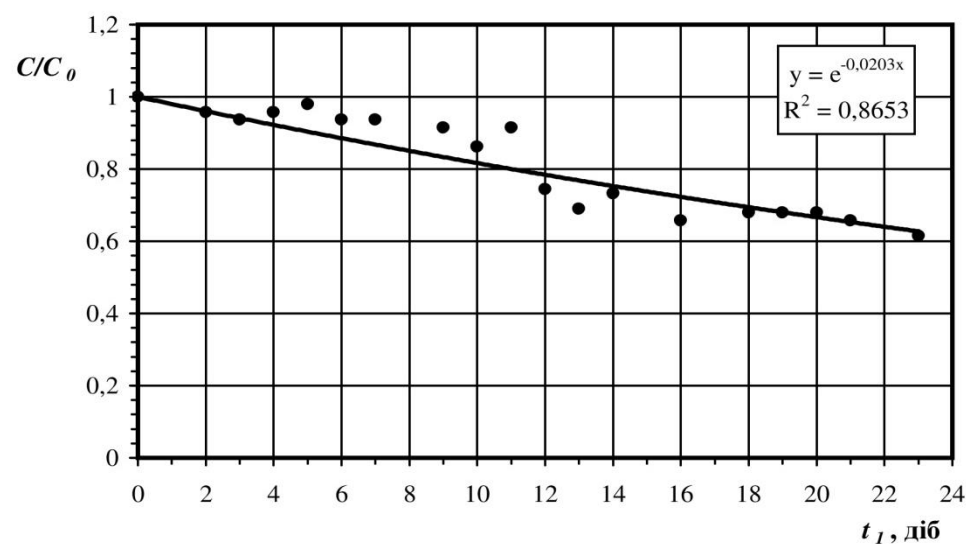


Рисунок 4.13 - Зміна відносної концентрації амонійного азоту після періодів початкової затримки Δt_0 : а) неперервна аерація; б) та в) періодична аерація в режимах відповідно №1 та №2

де t_I – ефективний час очищення, діб.

Таким чином, процес очищення інфільтратів від амонійного азоту можна представити у вигляді наступної двохстадійної моделі:

- 1) формування в аерованому інфільтраті аеробного мікробіоценозу протягом часу початкового затримання Δt_0 ;
- 2) біохімічне очищення інфільтрату, яке з достатньою точністю можна описати кінетичним рівнянням для реакцій першого порядку.

Отримано залежність часу початкового затримання Δt_0 від режиму аерації інфільтрату. Для вибраних експериментальних умов ($C_{\text{ноч}}=805$ мг/дм³; рН₀=8,46; $T=20^\circ\text{C}$) отримали значення $\Delta t_0 = 4$ доби для умов неперервної аерації; $\Delta t_0 = 2$ доби для періодичного режиму №1 та $\Delta t_0 = 9$ діб для періодичного режиму №2. Отримані значення константи швидкості реакції: $k_I=0,0262$ діб⁻¹ для неперервної аерації, $k_I=0,0369$ діб⁻¹ для періодичної аерації №1 та $k_I=0,0203$ діб⁻¹ для періодичної аерації №2.

4.3. Дослідження особливостей розвитку біоценозу аерованої лагуни

Одним із етапів рекультивації сміттєзвалища є очищення озер інфільтратів, які розташовані на території полігону. Мікроорганізми озер інфільтратів залучені у кругообіг речовин і забезпечують формування основних властивостей цих водойм, тому можуть бути використані для ефективної біоремедіації забруднених територій. Мікробіоценози озер інфільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів не досліджено.

Проби відбирали з відстійника інфільтрату № 5 з поверхні, глибини 0,5 м та 1 м. Облік чисельності мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп проводили методом поверхневого посіву суспензій із інфільтратів з відповідних розведень на агаризовані живильні середовища за методом прямого підрахунку колонієутворювальних одиниць (КУО). На м'ясо-пептонному агарі враховували чисельність бактерій, що засвоюють нітроген органічних сполук; на крохмально-аміачному середовищі – чисельність мікроорганізмів, що засвоюють мінеральні

форми нітрогену; на середовищі Чапека та сусло-агарі – мікроміцетів; на середовищі Ешбі – олігонітрофільних мікроорганізмів; на середовищі Менкіної – фосфатмобілізувальних бактерій; на агаризованому інфільтраті – педотрофів; на голодному агарі – оліготрофів, на середовищі Гільтая – денітрифікувальних мікроорганізмів.

Найбільшу кількість КУО виявлено у пробі, яку відібрали із поверхні озера інфільтратів. Домінуючою еколого-трофічною групою в усіх відібраних пробах були педотрофні мікроорганізми, що ймовірно, обумовлено їх трофічною специфічністю та стійкістю до токсичних сполук інфільтрату. На глибині 1 м чисельність педотрофних мікроорганізмів була найвищою і становила 94 % від усіх КУО. Найчисельнішими еколого-трофічними групами у інфільтраті відстійника № 5 були оліготрофні мікроорганізми, нітрифікувальні, фосфатмобілізувальні бактерії та мікроорганізми, що засвоюють неорганічні сполуки нітрогену [137].

Чисельність мікроміцетів та мікроорганізмів, які засвоюють нітроген органічних сполук була нижчою. Денітрифікувальні бактерії виявлено у пробі, яку відібрали із поверхні водойми. У пробах, відібраних з глибин 0,5 та 1 м денітрифікувальних бактерій не виявлено. Кількість КУО всіх досліджених еколого-трофічних груп, окрім педотрофних мікроорганізмів, знижувалася зі зростанням глибини відбору проби, що ймовірно обумовлено режимом аерації.

Переважання певних еколого-трофічних груп у біотопі є відображенням фізико-хімічних процесів у ньому. Домінування педотрофних мікроорганізмів в усіх досліджених пробах інфільтрату, ймовірно, свідчить про значне техногенне навантаження водойми, в результаті якого сформувалася унікальна фізіологічна група мікроорганізмів, яка здатна деградувати токсичні органічні речовини, у тому числі фенол, і одночасно є стійкою до їх впливу та впливу іонів важких металів, сполук нітрогену, хлоридів.

Інфільтрат відстійника № 5 аеробно очищували в експериментальній установці (аеротенку), принцип якої було раніше описано в [104]. Після етапу очищення інфільтрату в аеротенку у мулі, який покривав його дно і стінки, чисельність

мікроорганізмів, які засвоюють нітроген органічних сполук, мікроорганізмів, які засвоюють неорганічні сполуки нітрогену, оліготрофних, нітрифікувальних та педотрофних мікроорганізмів була вищою, порівняно із інфільтратом з аеротенку.

Таблиця 4.2 - Еколого-трофічні групи мікроорганізмів інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища [137]

Проба	Чисельність мікроорганізмів (КУО/мл інфільтрату)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0 м	$7 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^6$	+	$2 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^7$
0,5 м	$2 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^6$	-	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^6$
1 м	$2 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^5$	$9 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	-	$7 \cdot 10^3$	$9 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^7$
Інфільтрат з аеротенку	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^2$	$6 \cdot 10^4$	-	$4 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^7$
Мул	$4 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^4$	+	$6 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^7$

Примітка: "+" – ріст денітрифікувальних бактерій; "-" – росту денітрифікувальних бактерій не було. Похибка між двома альтернативними сукупностями не перевищувала 15 %.

- 1 - Мікроорганізми, які засвоюють нітроген органічних сполук;
- 2 - Оліготрофні мікроорганізми;
- 3 - Мікроорганізми, які засвоюють неорганічні сполуки нітрогену;
- 4 - Олігонітрофільні мікроорганізми;
- 5 – Мікроміцети;
- 6 - Нітрифікувальні бактерії;
- 7 - Денітрифікувальні бактерії;
- 8 - Фосфатмобілізувальні мікроорганізми;
- 9 - Педотрофні мікроорганізми;
- 10 - Загальна чисельність КУО/мл інфільтрату

Припускаємо, що в у процесі аеробного очищення інфільтрату мікроорганізми формують біоплівку, тому чисельність цих еколого-трофічних груп у мулі є вищою, ніж у інфільтраті.

Денітрифікувальні бактерії виявлено у мулі аеротенку, а в інфільтраті, який піддавався очищенню їх не виявлено, що також може свідчити про формування біоплівки бактеріями, які входять до складу мулу.

Мікроорганізми, виділені із інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища, є перспективними для створення біотехнологій для очищення забруднених вод, оскільки є стійкими до впливу поширених полютантів, зокрема іонів важких металів. Серед мікроорганізмів з інфільтрату виявлено штами, резистентні до впливу іонів феруму, хрому та кадмію у концентраціях, які перевищують гранично допустимі концентрації у 3,5; 16 та 32 рази відповідно. Серед мікроорганізмів, які засвоюють органічні сполуки нітрогену, виявлено 5 полірезистентних до іонів важких металів штамів. Серед мікроорганізмів, які засвоюють неорганічні сполуки нітрогену таких штамів виявлено 13. Колонії досліджених полірезистентних штамів змінювали свою морфологію і колір, залежно від металу у середовищі вирощування, що, ймовірно є однією із адаптивних реакцій цих бактерій. Стійкі до дії іонів важких металів штами виявлені також серед оліготрофів і олігонітрофілів.

Дослідження властивостей штамів мікроорганізмів, виділених із техногенно забруднених територій, є важливим для розуміння регуляції метаболізму бактерій за стресових умов, у тому числі за впливу іонів важких металів, механізмів формування резистентності мікроорганізму до впливу стресового чинника і для створення ефективних технологій біоремедіації стічних вод.

4.4. Технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованій лагуні

Нами розглядалась можливість реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів в умовах Грибовицького звалища ТПВ. Оскільки для очищення інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища пропонується геотехнологічна

технологія, для реалізації її використовуються "природні" реактори – існуючі ставки – збірники інфільтрату. У цьому ракурсі для влаштування геореактора найбільш доцільним рішенням представляється обладнати аеробну лагуну в одному із ставків-накопичувачів фільтрату Львівського полігону ТПВ (рис. 4.13).

Геореактор повинен бути очищеним від інфільтрату і екранований 2 шарами геотекстилю, закріпленому спеціальною кріпильною системою до дна та бічних стінок геореактора. В подальшому геореактор обладнується насосами-аераторами струминного типу, які служать для забезпечення необхідного ступеня аерації в процесі реалізації аеробного біологічного очищення інфільтрату інтегрованої технології очищення.



Рисунок 4.14 - Пропозиція щодо влаштування аеробної лагуни на Львівському звалищі ТПВ.

Виходячи із практичних спостережень [138] для забезпечення ефективного перемішування та ефективної аерації необхідна питома встановлена потужність 10 Вт/м^3 . Тоді необхідна встановлена потужність насосів – аераторів струминного типу для забезпечення ефективного перемішування складе $4000 \cdot 10 = 40000 \text{ Вт} = 40 \text{ кВт}$.

Виходячи із необхідності забезпечення попереднього очищення інфільтрату в об'ємі 400 м^3 за добу (вимога виходячи із графіку реалізації проекту рекультивації Грибовицького сміттєзвалища), середній час затримки інфільтрату в реакторі складе $4000/400 = 10$ діб. Цей час затримки відповідає оптимальному, встановленому у розділі 4.2.

Пропонується до встановлення насоси-аератори струминного типу марки Flygt Jet Aerator JA 112-3085 із такими основними характеристиками [139]:

- марка базового насоса Flygt 3085 МТ;
- кількість ежекторів – 1 шт.;
- діаметр сопла – 55 мм;
- розрахункова подача кисню – $1,6 \text{ кг O}_2 / \text{год}$ (за глибини реактора 4,0 м);
- споживана потужність – 2,0 кВт;
- питома подача кисню – $0,7 \text{ кг O}_2 / \text{кВт} \times \text{год}$;
- номінальний тиск, на який розраховані елементи насосної установки – $P_N=1,0 \text{ МПа}$.

Для забезпечення необхідної потужності – 40 кВт, необхідна кількість насосів – аераторів $40/2 = 20$.

Фактичні значення кінетичних параметрів очищення інфільтратів необхідно встановити в ході апробації технології на пілотній установці. Ці значення будуть використані для встановлення оптимального профілю реалізації технології та для прогнозування реального процесу на промисловій установці.

4.5. Висновки та узагальнення до 4 розділу

Для статичного режиму досліджень попереднього очищення інфільтрату в аерованій лагуні протягом всього циклу досліджень рН розчину монотонно зростав від 8,64 до 9,47. Для концентрації розчиненого кисню в інфільтраті спостерігаються екстремуми (на перший та дев'ятий день), що може бути пов'язано із періодами інактивації біоценозу, який забезпечує біологічне очищення інфільтрату в аеробних умовах. Дослідження залежності динаміки очищення інфільтрату від витрати повітря аерації показало, що в умовах лабораторної установки навіть мінімальні показники аерації дозволяють забезпечити необхідну ступінь біологічного окиснення забруднень. Тому встановлення залежності динаміки очищення інфільтрату від витрати повітря аерації слід продовжити в умовах промислової установки. Автомодельність процесу очищення інфільтрату від витрати повітря аерації в умовах лабораторної установки підтверджується також характером ідентичної для обох режимів аерації залежності зміни в часі рН розчину. Встановлена експериментально автоматичність процесу очищення інфільтратів у відношенні добавки активного мулу КОС із початком процесу свідчить про те, що біологічна культура, яка бере участь у очищенні і яка інактивується в системі, відмінна від біоценозу КОС. Біоценоз КОС не бере участь в очищенні інфільтрату і по всій імовірності відмирає у невласливих і нежиттєздатних для нього умовах. Для обох умов досліджень очищення починається після інактивації нового біоценозу, який і забезпечує необхідні умови очищення.

У біологічному аеробному очищенні фільтратів Грибовицького звалища ТПВ від забруднень в динамічному режимі оптимальний час затримки інфільтрату в реакторі склав 10 діб. Зміна відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті значною мірою залежить від температури реалізації процесу, тому для реалізації двохстадійної технології очищення інфільтратів звалищ ТПВ в аерованих лагунах та на міських КОС необхідно корегувати режими реалізації окремих процесів залежно від температури навколишнього середовища. Лабораторними дослідженнями встановлено, що в умовах лабораторної установки іммобілізація біоценозу на

насадкових тілах збільшує ступінь очищення, проте не створює вирішального значення на динаміку очищення інфільтрату. Проте слід очікувати, що в умовах аеробної лагуни, іммобілізація біоценозу на носіях у вигляді біоплівки повинна значно інтенсифікувати процес, сприяти технологічності його реалізації. В результаті дослідження залежності ефективності очищення інфільтрату від періодичності аерації встановлено, що найбільш ефективним є процес, який реалізується за умов періодичної аерації (2 година аерації, 1 година перерви). Це ще раз підтверджує протікання саме біологічних, а не хімічних процесів очищення інфільтратів. Дослідженнями особливостей розвитку біоценозу аерованої лагуни встановлено, що мікроорганізми, виділені із інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища, є перспективними для створення біотехнологій для очищення забруднених вод, оскільки є стійкими до впливу поширених поллютантів, зокрема іонів важких металів. Денітрифікувальні бактерії виявлено у біоценозі аерованої лагуни, а в інфільтраті, який піддавався очищенню, їх не виявлено, що також може свідчити про формування біоплівки бактеріями, які входять до складу цього біоценозу. Досліджені технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованій лагуні та запропоновано конкретну схему реалізації процесу на Грибовицькому звалищі ТПВ.

Результати досліджень, описані в 4 розділі, в достатній мірі знайшли своє відображення у публікаціях [105, 106, 120, 122, 126, 130 - 134, 136 - 137].

РОЗДІЛ 5

ДОСЛІДЖЕННЯ СТАДІЇ ДООЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТИВ СМІТТЄЗВАЛИЩ НА МІСЬКИХ КОС

У відповідності із запропонованою двохстадійною технологією, інфільтрати після попереднього очищення в умовах аерованої лагуни безпосередньо на сміттєзвалищі направляються на КОС, де проходить розбавлення їх міськими каналізаційними стоками і остаточне доочищення. На відміну від попередньої стадії, яка вводиться вперше, доочищення на КОС проводиться за існуючою технологією на існуючому обладнанні. Тому у цьому випадку не стоїть завдання встановлення оптимальних режимів реалізації процесу. Важливим є встановлення таких параметрів розбавлення інфільтратів, які б не погіршили функціонуючий процес очищення. Одночасно необхідно перевірити ризик концентрування важких металів у активному мулі КОС. У випадку, якщо ці умови виконуються, не потрібно проводити пошуки будь-яких шляхів оптимізації процесу – завдання очищення інфільтратів можна вважати виконаним.

5.1. Дослідження статичного режиму доочищення інфільтратів на міських КОС

Встановлювались значення вхідних концентрацій іонів амонійного азоту та значень ХСК для різних кратностей розбавлення інфільтрату міськими стічними водами М (10; 500; 1000; 1250; 1500). Досліджувалась залежність ефективності очищення суміші стічних вод та інфільтрату від іонів амонію та динаміки зменшення забруднень за ХСК від цих кратностей розбавлення

Встановлена в результаті аналізу досліджень статичного режиму доочищення інфільтратів на міських КОС залежність ефектів $E_{NH_4^+}$ та E_{COD} , які розраховувались із використанням формул (4.1) та (4.2) від кратності розбавлення, наведені на рис. 5.1.

Дослідженнями у статичному режимі встановлено, що для досліджуваних кратностей розбавлення тільки у випадку кратності розбавлення інфільтрату М=10

концентрація амонійного азоту в суміші перевищує граничну норму для скиду в каналізацію. Тому ця кратність розбавлення недопустима для застосування в реальних процесах очищення.

Як видно із рис. 5.1, за значення кратності розбавлення інфільтрату міськими стічними водами $M=1000$ досягається максимальне значення ефекту очищення і для іонів амонію, і для ХСК. Слід зазначити, що досліджувалось очищення інфільтратів, які не проходили попереднього очищення в аерованій лагуні (яка на сьогоднішній день не обладнана), і відповідно концентрації забруднень у такому інфільтраті вищі, ніж ті, які будуть у попередньо очищеному. У випадку доочищення попередньо очищених інфільтратів у аерованій лагуні ця кратність розбавлення буде ще меншою. Тому приймати на практиці кратність розбавлення інфільтратів міськими стоками більшою за $M=1000$ недоцільно.

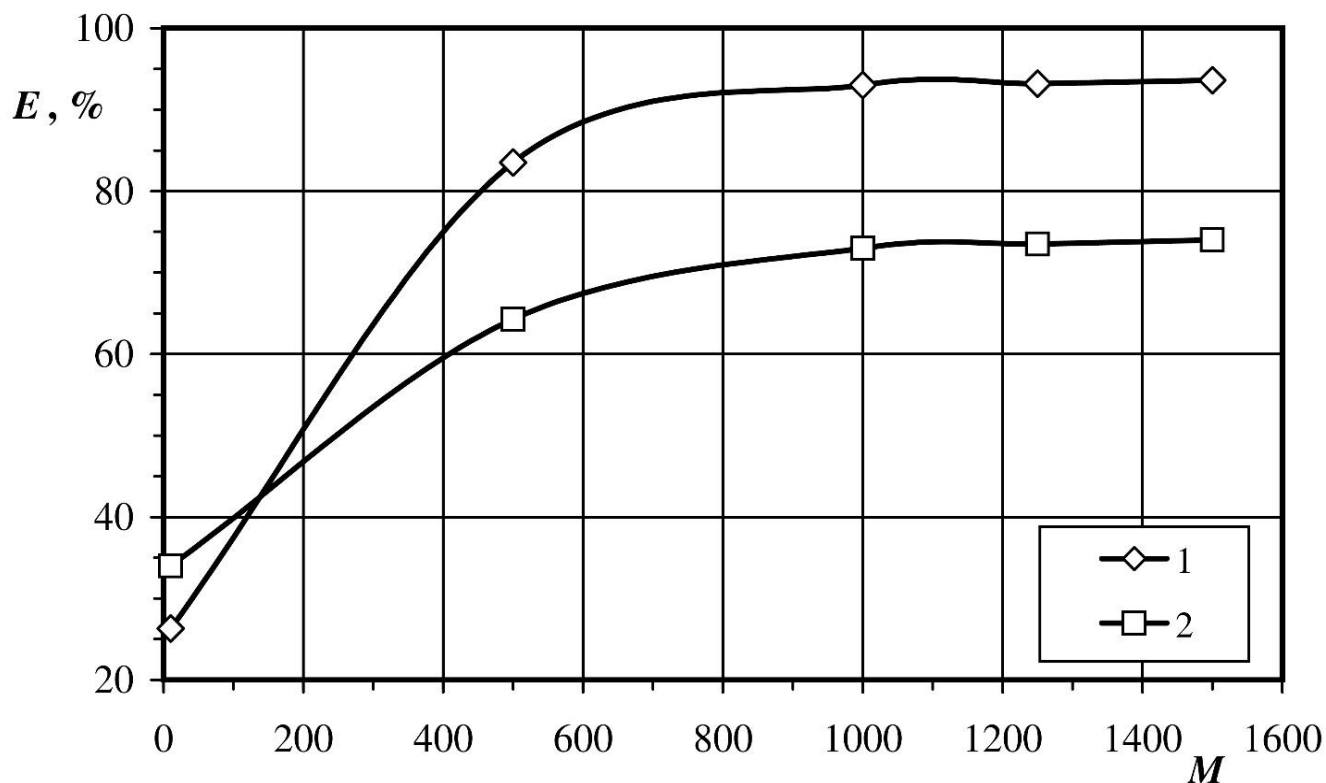


Рисунок 5.1 - Залежності ефектів очищення суміші інфільтратів та міських стічних вод від іонів амонію (1) і ХСК (2) від кратності розбавлення інфільтратів M .

5.2. Дослідження динамічного режиму доочищення інфільтратів на міських КОС

Про стабільність дотримання показників очищення в часі в процесі очищення інфільтратів на міських КОС у динамічному режимі судили по зміні мулового індексу та по стабільності значень ефектів очищення від забруднень. Досліджувалась динаміка осадження активного мулу в процесі довготермінового безперервного очищення суміші інфільтрату та міських каналізаційних стоків. Приймалась кратність розбавлення інфільтрату міськими стічними водами $M=500$.

Дослідженнями стадії доочищення інфільтратів на міських КОС в динамічному режимі встановлено, що, починаючи із четвертої доби досліджень, активний мул осідав повільніше і ставав однорідним, що дає підставу зробити висновок про його часткове пригнічення. Проте значення мулового індексу до кінця досліджень не перевищувало граничного для експлуатації міських очисних споруд значення $130 \text{ см}^3/\text{г}$. Ймовірно, для повної адаптації біоценозу активного мулу міських КОС необхідно більший період часу. Окрім того, ефективність та стабільність процесу доочищення на міських КОС значно покращиться у випадку реалізації стадії попереднього очищення інфільтрату в умовах аерованої лагуни.

У процесі реалізації динамічного режиму доочищення спостерігалась також стабільність значень ефектів очищення від амонійного азоту та за ХСК. Це свідчить про можливість ефективного доочищення інфільтратів звалищ ТПВ на міських каналізаційних очисних спорудах.

5.3. Результати аналізу досліджень вмісту зольної речовини активного мулу Львівських міських КОС

На протязі червня – вересня 2016 року відбувалась подача інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища на Львівські міські КОС, де вони розбавлялись побутовими стоками із кратністю 500 і подавались на очищення. Це дало змогу провести дослідження впливу важких металів на склад зольної частини активного мулу. Для досліджень із вторинного відстійника відбиралась проба об'ємом 10 л, яка

відфільтровувалась, залишок на фільтрі просушувався до постійної ваги, після цього визначався елементний склад осаду із використанням методики, детально описаної в розділі 2.7.7.

Результати досліджень представлені в табл. 5.1. Оскільки дослідження складу активного мулу розпочалися після подачі інфільтратів на КОС-II, відсутня "нульова" проба (проба порівняння), яку ми могли б використати для порівняння змін складу активного мулу в процесі подачі інфільтрату на очищення. Тому було прийняте рішення аналізувати динаміку зміни складу активного мулу на протязі 4 місяців. Окрім того в табл. 5.1 для порівняння наведений елементний склад збродженого активного мулу, отриманого в рамках виконання проекту "Виробництво біогазу на спорудах очистки каналізаційних стоків – підтримка програми міста Львова", фінансованого польською програмою співробітництва з розвитку Міністерства закордонних справ Республіки Польща у 2015 році.

Таблиця 5.1 - Елементний склад активного мулу Львівських міських КОС

	Назва елемента	Мас. частка, %, у збродженому мулі (2015 рік)	Мас. частка, %, у відібраних пробах активного мулу в 2016 році			
			червень	липень	серпень	вересень
1	2	3	4	5	6	7
1	14Si	10,043±0,156	8,690±0,052	11,869±0,097	14,383±0,112	9,008±0,092
2	15P	8,557±0,210	23,646±0,205	21,957±0,153	21,704±0,172	15,999±0,145
3	16S	8,750±0,231	4,056±0,08	2,970±0,111	3,420±0,111	5,094±0,124
4	17Cl	-	3,207±0,058	0,857±0,038	-	5,865±0,061
5	19K	2,058±0,024	8,087±0,032	4,656±0,022	5,359±0,030	4,505±0,022
6	20Ca	60,202±0,235	41,078±0,125	44,891±0,118	38,052±0,178	46,619±0,120
7	22Ti	1,114 ±0,032	0,694±0,017	0,939±0,021	0,995±0,019	0,817±0,017
8	23V	-	0,025±0,009	0,034±0,011	0,035±0,010	0,026±0,009

Продовження таблиці 1.

1	2	3	4	5	6	7
9	24Cr	-	0,108±0,005	0,072±0,005	0,076±0,005	0,085±0,005
10	25Mn	0,114±0,008	0,614±0,008	0,844±0,010	1,121±0,011	1,072±0,010
11	26Fe	8,494 ±0,046	8,563±0,031	9,751±0,033	12,141±0,060	9,781±0,031
12	28Ni	0,017 ±0,002	0,060±0,002	0,064±0,002	0,086±0,002	0,069±0,002
13	29Cu	0,124 ±0,003	0,328±0,003	0,313±0,003	0,286±0,003	0,319±0,003
14	30Zn	0,356 ±0,004	0,459±0,003	0,423±0,003	0,412±0,003	0,414±0,00
15	33As	-	0,002±0,001	0,003±0,001	0,002±0,001	0,004±0,001
16	35Br	-	0,032±0,001	0,040±0,001	0,030±0,001	0,035±0,001
17	37Rb	0,007 ±0,001	0,012±0,001	0,008±0,001	0,012±0,001	0,008±0,001
18	38Sr	0,056 ±0,002	0,233±0,001	0,260±0,002	0,224±0,002	0,229±0,001
19	39Y	-	0,003±0,001	0,003±0,001	0,003±0,001	0,002±0,001
20	40Zr	0,016 ±0,001	0,017±0,001	0,012±0,001	0,018±0,001	0,011±0,001
21	42Mo	0,006 ±0,001	0,009±0,001	0,006±0,001	0,004±0,001	0,004±0,001
22	47Ag	-	0,004±0,001	0,004±0,001	-	0,004±0,001
23	48Cd	-	0,007±0,001	-	0,007±0,001	0,007±0,001
24	50Sn	-	0,015±0,001	-	0,009±0,00	-
25	82Pb	0,028 ±0,002	0,032±0,001	-	0,032±0,001	0,023±0,001

Результати аналізу динаміки елементного складу вказують на порівняно стабільний склад макро- та мікроелементів у активному мулі. Разом з тим, порівняння елементного мулу, досліджуваного у 2015 році із активним мулом 2016 року свідчить про те, що в мулі після зброджування відсутній цілий ряд елементів та важких металів, які присутні в мулі відборів 2016 року (As, Br, Y, Ag, Cd, Sn).

Оскільки прирівнювати склад зброженого мулу до «нульової» проби некоректно, важко сказати чи поява нових елементів в складі мулу викликана очищенням фільтратів, чи іншою природою мулу, який використовувався для зброджування в 2015 році. Але слід зауважити, що вміст цих елементів дуже незначний.

Потрібно зауважити, що у активному мулі Львівських КОС протягом червня – вересня 2016 року не спостерігалось систематичного статистично значимого зростання концентрацій жодного із важких металів, що дає підстави стверджувати, що впливу інфільтратів на склад активного мулу і накопичення внаслідок цього впливу в ньому шкідливих елементів та важких металів не спостерігається.

5.4. Дослідження перспективи утилізації відпрацьованого активного мулу Львівських КОС шляхом виробництва біогазу

Дослідження перспективи утилізації відпрацьованого активного мулу Львівських КОС шляхом виробництва біогазу проводилось згідно із методикою, описаною в розділі 2.6.

Через 5 діб після початку утворення біогазу виконали відбір утвореного біогазу для визначення його складу та теплотворної здатності. Склад газу визначали на газовому хроматографі ХРОМАТ-900. Результати аналізу приведені в табл. 5.2.

Таблиця 5.2 – Фізико-хімічні показники біогазу [112]

№п.п.	Фізико-хімічні показники біогазу	Результати аналізу
1	2	3
1	Вміст метану (%)	94,944
2	Вміст етану (%)	0,009
3	Вміст пропану (%)	0,102
4	Вміст ізо-бутану (%)	0,030
5	Вміст н-бутану (%)	0,058
6	Вміст нео-пентану (%)	0,005

Продовження таблиці 5.2.

1	2	3
7	Вміст ізо-пентану (%)	0,026
8	Вміст н-пентану (%)	0,025
9	Вміст гексану і вищих (%)	0,047
19	Вміст кисню (%)	0,061
11	Вміст азоту (%)	4,693
12	Вміст диоксиду вуглецю (%)	0,000
13	Густина відносна, кг/м ³	0,579
14	Густина хроматографічна, кг/м ³	0,6877
15	Нижча теплота згоряння (за стандартними умовами), МДж/м ³	32,07
16	Число Воббе (вище), ккал/м ³	11174

Досить несподіваним результатом був високий вміст метану (94,9%), що не корелюється із відомими літературними даними. На нашу думку це могло бути викликане концентруванням газу за густиною в об'ємі газової фази реактора в статичних умовах за відсутності перемішування газової фази. Тому для уточнення результатів необхідні додаткові дослідження, хоча отримані результати і свідчать про те, що можливим є апробація схеми концентрування метану із отриманням кондиційного висококонцентрованого біогазу.

Для перевірки можливості використання відпрацьованого активного мулу для біологічної рекультивациі гірничих кар'єрів, териконів та відпрацьованих полігонів твердих побутових відходів проводились дослідження його елементного складу на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L згідно з методикою, описаною у розділі 2.7.7. Результати досліджень представлені в таблиці 5.3.

Таблиця 5.3 - Елементний склад відпрацьованого активного мулу [112]

Назва елемента	Кількість, %	Назва елемента	Кількість, %	Назва елемента	Кількість, %
14Si	10.043±0.156	25Mn	0.114±0.008	38Sr	0.056 ±0.002
15P	8.557±0.210	26Fe	8.494 ±0.046	40Zr	0.016 ±0.001
16S	8.750±0.231	28Ni	0.017 ±0.002	42Mo	0.006 ±0.001
19K	2.058±0.024	29Cu	0.124 ±0.003	45Rh	0.006 ±0.001
20Ca	60.202±0.235	30Zn	0.356 ±0.004	75Re	0.016 ±0.004
22Ti	1.114 ±0.032	37Rb	0.007 ±0.001	82Pb	0.028 ±0.002

Представлені дані свідчать про те, що завдяки високому вмісту олігоелементів живлення рослин – кальцію та сірки, високому вмісту основних елементів живлення – фосфору та калію, відпрацьований мул може з успіхом використовуватись як добриво для рекультивації порушених земель, кар'єрів, териконів, біологічної рекультивації відпрацьованих полігонів твердих побутових відходів [112, 140-141].

5.5. Загальна стратегія двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ

На основі аналізу даних досліджень рекомендована принципова схема реалізації технології попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ, яка представлена на рис.5.2. У відповідності із цією схемою, інфільтрати збираються у ставку – накопичувачі, який одночасно служить аерованою лагуною. Для цього він обладнується системою аерації згідно із розрахованою необхідною встановленою потужністю. Ставок накопичувач екранується захисним екраном за відомими технологіями. В аерованій лагуні проходить біологічне аеробне окиснення органічних забруднень та амонійного азоту. Реалізується постійний притік та відбір інфільтратів за умови забезпечення необхідного періоду перебування інфільтрату в реакторі. Відбір інфільтрату здійснюється насосною станцією, через встановлений трубопровід «сміттєзвалище – міські КОС» інфільтрат перекачується в блок

змішування КОС де в заданій пропорції змішується із комунальними стоками і в суміші потрапляє на доочищення на міські КОС.

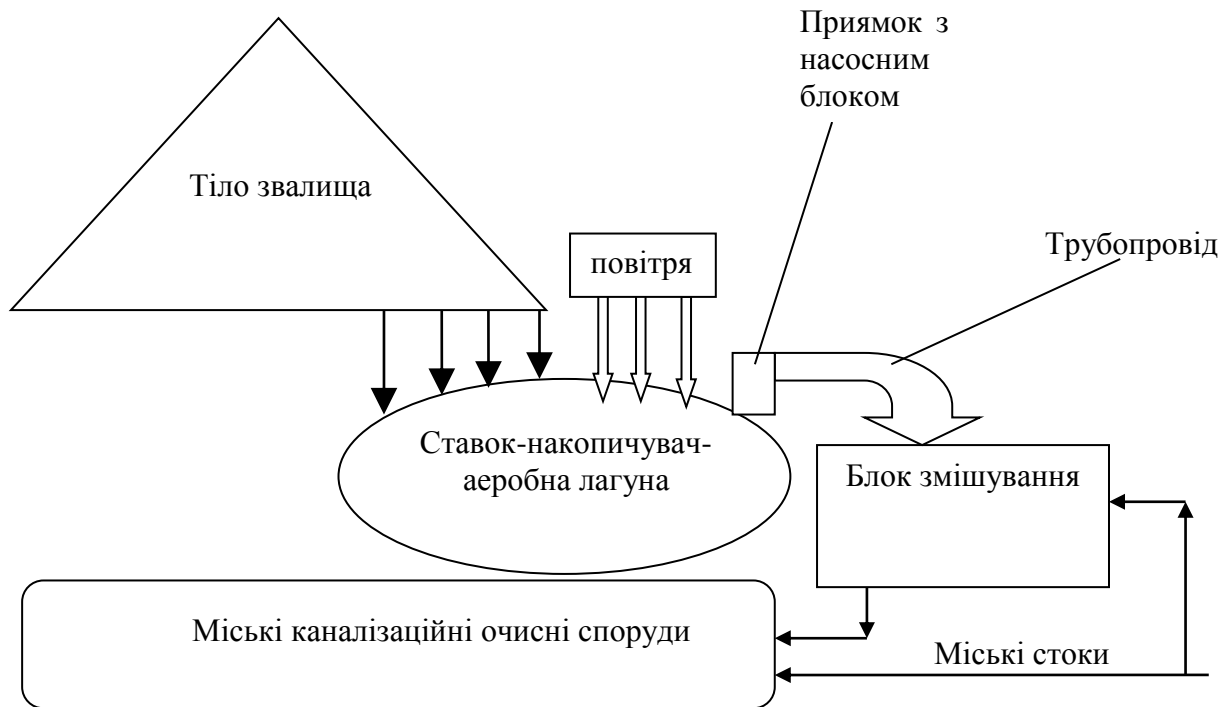


Рисунок 5.2 - Принципова схема двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах.

Проблема перекачування інфільтратів після попереднього очищення на КОС вирішена для Грибовицького сміттєзвалища. Тут згідно із проектом, виготовленим ПП "Львівкомундорпроект" побудовано напірний трубопровід для транспортування інфільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів зі ставка-накопичувача №5 до початку каналізаційного колектора по вул. І. Миколайчука у м. Львові (рис.5.3).

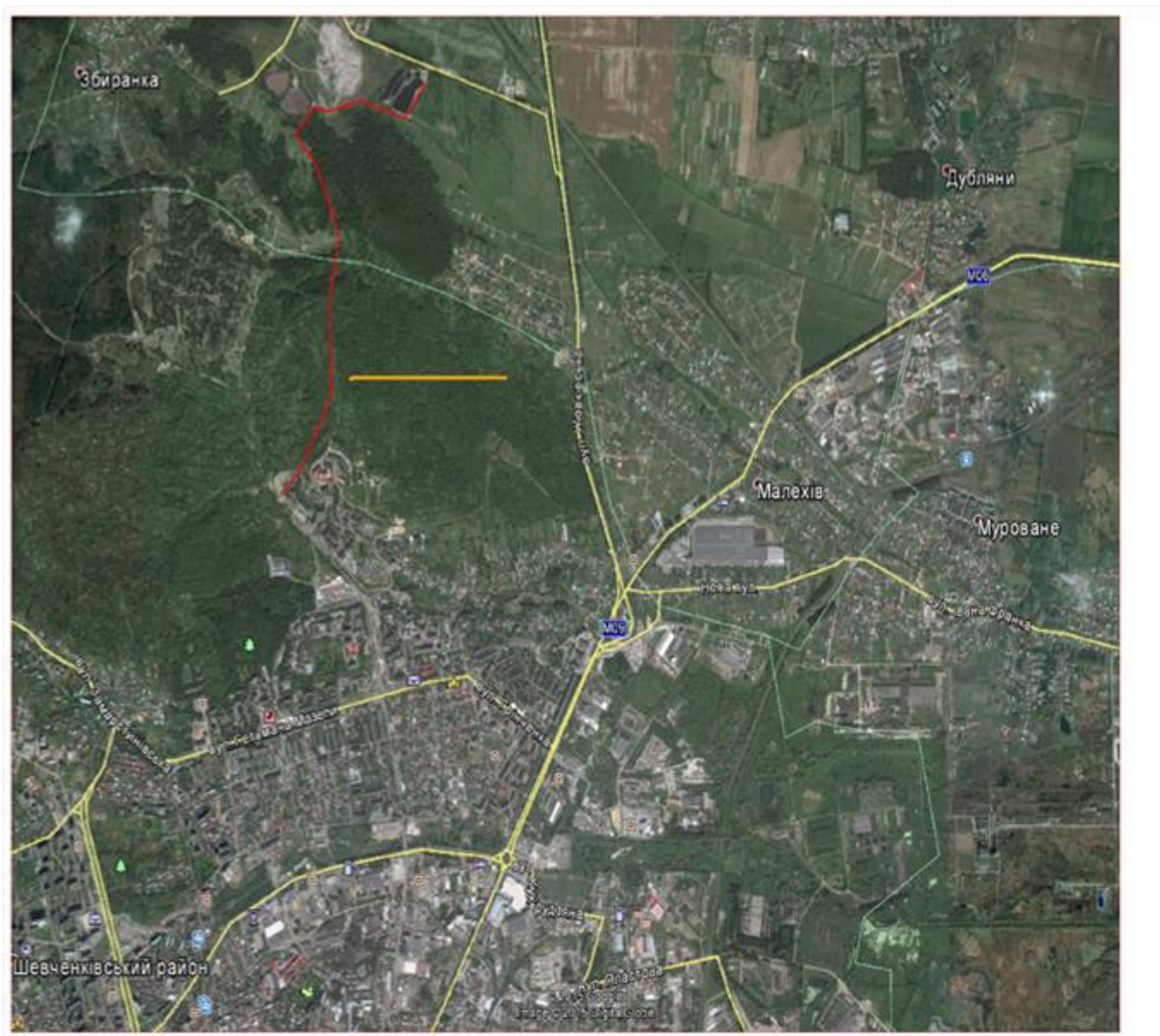


Рисунок 5.3. Розміщення трубопроводу «Грибовицьке сміттєзвалище – Львівські КОС».

Згідно із цим робочим проектом, трубопровід змонтований в одну лінію із поліетиленових труб, виготовлених із матеріалу ПЕ100. Умовний діаметр труб – 110 мм, SDR11, PN1,6 МПа. Товщина стінки труб – 10,0 мм. Внутрішній діаметр труб – $D_e=90$ мм. Загальна довжина трубопроводу – $L=3190$ м.

Розрахункова позначка рівня рідини в ставку-накопичувачі №5 – $z_1=271,72$ м; позначка рівня рідини в камері гасіння напору, що знаходиться перед колектором по вул. І. Миколайчука, – $z_2=278,47$ м.

Особливістю напірного трубопроводу транспортування інфільтратів є існування довжиною траси двох верхніх точок із високими позначками рівня землі. Найвища точка трубопроводу із абсолютною позначкою $z_B=331,5$ м знаходиться на відстані $L_1=686$ м від його початку.

Для перепомповування інфільтратів передбачені два насоси марки FLYGT BS 2125.181.HT3-233, з'єднаних послідовно. Одна лінія, що складається із двох послідовно з'єднаних насосів, є робочою, друга така ж лінія – резервною.

Важливим є розрахунок графіку подачі інфільтратів на КОС, оскільки при цьому необхідно витримати необхідну ступінь розбавлення інфільтратів міськими стоками, витрати подачі яких значно відрізняються на протязі доби. Тому для кожного конкретного випадку впровадження технології необхідно попередньо провести балансові розрахунки. У відношенні Львівських КОС на основі проведених розрахунків встановлений такий режим подачі інфільтратів:

– скидання інфільтрату в систему міської каналізації Львова необхідно проводити з 09 до 17 години з поступовим збільшенням продуктивності від $10 \text{ м}^3/\text{год}$ до $25 \text{ м}^3/\text{год}$ (що відповідає добовій витраті відповідно від $80 \text{ м}^3/\text{добу}$ до $200 \text{ м}^3/\text{добу}$).

– необхідно призупиняти скидання інфільтрату за несприятливих кліматичних умовах, а саме: при перевищенні температури стічних вод в аеротенках КОС-II понад $20 \text{ }^\circ\text{C}$ та зменшенні її нижче за $10 \text{ }^\circ\text{C}$.

Що ж відноситься до впровадження двохстадійної схеми очищення інфільтратів на інших об'єктах впровадження, то в кожному конкретному випадку необхідно провести додаткові розрахунки і на основі їх результатів визначити оптимальні режими перекачування інфільтрату.

5.6. Узагальнення та висновки до 5 розділу

У п'ятому розділі дисертації приведено результати досліджень стадії доочищення інфільтратів сміттєзвалищ на міських КОС (на прикладі очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища на Львівських КОС).

Для очищення інфільтратів на міських КОС у статичному режимі за значень кратності розбавлення інфільтратів міськими стічними водами $M=1000$ досягається максимальне значення ефекту очищення як за іонами амонію, так і за ХСК.

Для очищення інфільтратів на міських КОС у динамічному режимі отримана стабільність показників очищення в часі. Значення мулового індексу до кінця досліджень не перевищувало граничного значення для експлуатації міських КОС.

Результати аналізів елементного складу циркуляційного активованого мулу Львівських міських каналізаційних очисних споруд КОС-II, виконаних протягом червня–вересня 2016 року за допомогою рентгено-флуоресцентного аналізатора EXPERT-3L, вказують на порівняно стабільний вміст макро- та мікроелементів у сухій речовині активованого мулу. Не спостерігається систематичного статистично значимого зростання концентрацій в активованому мулі жодного із важких металів.

Біорозклад відпрацьованого активного мулу в термофільних умовах дозволяє отримати кондиційний біогаз, який може знайти застосування для вирішення різних енергетичних потреб. Елементний аналіз відпрацьованого активного мулу підтвердив можливість використання його як добрив для рекультивації порушених земель, кар'єрів, териконів, біологічної рекультивації відпрацьованих полігонів твердих побутових відходів.

Запропонована схема двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ дозволяє ефективно проводити очищення інфільтратів із попереднім очищенням в умовах аерованої лагуни на території сміттєзвалища, транспортуванням інфільтрату трубопроводом «сміттєзвалище – міські КОС», розбавленням її міськими каналізаційними стоками та доочищенням на міських КОС.

Результати досліджень, описані в 5 розділі, знайшли своє відображення у публікаціях [104 - 106, 112, 119, 120, 122 - 126, 130 – 134, 142-144].

ВИСНОВКИ

В результаті виконання дисертаційної роботи розв'язано актуальну науково-практичну задачу підвищення рівня екологічної безпеки шляхом двохстадійного очищення інфільтратів сміттєзвалищ у аеробних лагунах та міських каналізаційних очисних спорудах. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у:

1. Проведена ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. Встановлено, що в зоні негативного впливу Грибовицького сміттєзвалища на довкілля можна виділити три потенційних джерела екологічної небезпеки: заскладовані ТПВ, озера кислих гудронів та господарська діяльність населення, вплив яких синергічний.

2. Результати моніторингу забруднення гідросфери в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища свідчать про значне поширення забруднення амонійним азотом в ґрунтових водах та підземних водоносних горизонтах. Перевищення ГДК змінюється в широких границях: від (274-560) ГДК (в самих інфільтратах) до (1,3 – 93,1) ГДК (в поверхневих та підземних водах).

3. В результаті узагальнення даних досліджень процесу біологічного очищення інфільтратів в аерованій лагуні в статичному режимі встановлено, що протягом всього циклу досліджень рН розчину монотонно зростав від 8,64 до 9,47. Для концентрації розчиненого кисню в інфільтраті спостерігаються екстремуми (на перший та дев'ятий день), що може бути пов'язано із періодами інактивації біоценозу, який забезпечує біологічне очищення інфільтрату в аеробних умовах. За період 16-денного циклу досліджень вдалось досягти зменшення ХСК майже в 2 рази і зменшення концентрації іонів амонію більше, ніж у 3 рази.

4. У біологічному аеробному очищенні інфільтратів Грибовицького звалища ТПВ від забруднень в динамічному режимі оптимальний час затримки інфільтрату в реакторі склав 10 діб. Зміна відносної концентрації амонійного азоту в інфільтраті значною мірою залежить від температури реалізації процесу, тому для реалізації двохстадійної технології очищення інфільтратів звалищ ТПВ в аерованих лагунах та на міських КОС необхідно корегувати режими реалізації окремих

процесів в залежності від температури навколишнього середовища. Встановлено, що найбільш ефективним є процес, який реалізується за умов періодичної аерації (2 година аерації, 1 година перерви), що підтверджує протікання саме біологічних процесів очищення інфільтратів.

5. Встановлено, що мікроорганізми, виділені із інфільтрату Грибовицького сміттєзвалища, є перспективними для створення біотехнологій для очищення забруднених вод, оскільки є стійкими до впливу поширених полютантів, зокрема іонів важких металів. Денітрифікувальні бактерії виявлено у біоценозі аерованої лагуни, а в інфільтраті, який піддавався очищенню, їх не виявлено, що може свідчити про формування біоплівки бактеріями, які входять до складу цього біоценозу. Запропоновано використовувати штучно внесені в систему носії для іммобілізації біоценозу у біоплівці, рішення захищене патентом України.

6. Досліджені технологічні особливості реалізації стадії попереднього очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аерованій лагуні та запропоновано схему реалізації процесу на Грибовицькому звалищі ТПВ.

7. Дослідженнями очищення інфільтратів на міських КОС у статичному режимі встановлено, що за значень кратності розбавлення інфільтратів міськими стічними водами $M=1000$ досягається максимальне значення ефекту очищення як за іонами амонію, так і за ХСК.

8. Дослідженнями очищення інфільтратів на міських КОС у динамічному режимі підтверджена стабільність показників очищення в часі. Значення мулового індексу до кінця досліджень не перевищувало граничного значення для експлуатації міських КОС.

9. Результати аналізів елементного складу циркуляційного активованого мулу Львівських міських каналізаційних очисних споруд КОС-II, виконаних протягом червня–вересня 2016 року за допомогою реагентно-флуоресцентного аналізатора EXPERT-3L, вказують на порівняно стабільний вміст макро- та мікроелементів у сухій речовині активованого мулу. Не спостерігається систематичного статистично значимого зростання концентрацій в активованому мулі жодного із важких металів.

10. Дослідженнями встановлено, що біорозклад відпрацьованого активного мулу в термофільних умовах дозволяє отримати кондиційний біогаз, який може знайти застосування у енергетичних цілях. Елементний аналіз відпрацьованого активного мулу підтвердив можливість використання його як добрив для рекультивації порушених земель, кар'єрів, териконів, біологічної рекультивації відпрацьованих полігонів твердих побутових відходів.

11. Матеріали дисертаційної роботи передані для впровадження на комунальне підприємство «Збиранка», яке є оператором Грибовицького сміттєзвалища.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Тарнижевский М.В. Жилищно-коммунальное хозяйство / Тарнижевский М. В. М.: Стройиздат, 1989. 248 с.
2. Моніторинг довкілля. Підручник в 2-х т., Т.2./ Запольський А.К. та ін. Кам'янець – Подільський: ПП «Медобори – 2006», 2012. 360 с.
3. Медичний портал MedicLab (Medical information portal): електронний ресурс / Режим доступу: <http://mediclab.com.ua/index.php?newsid=13091> Походження, властивості і склад господарсько-побутових стічних вод.
4. Сухарев С.М., Чундак С.Ю., Сухарева О.Ю. Основи екології та охорони довкілля: навчальний посібник для студ. вищ. навч. закл. / К.: Центр навчальної літератури, 2006. 394 с.
5. OECD ENVIRONMENTAL OUTLOOK TO 2030 ISBN 978-92-64-04051-9. 2008.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/40204814.pdf>.
6. Природоохранный финансовая стратегия для секторов водоснабжения и водоотведения для Украины. Базовый анализ. Датское агентство по охране окружающей среды. Датский фонд содействия охране окружающей среды в Восточной Европе. (DEPA/DANCEE), 2003.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/outreach/34055341.pdf>.
7. Бабенко Т.В., Почта Ю.В. Системи водопостачання населених пунктів України / Науковий вісник НГУ «Екологічна безпека. Охорона праці» № 2, 2012. С. 105-108.
8. Обзор участия частного сектора в водоснабжении и водоотведении стран ВЕКЦА. Институт экономики города, 2010.: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.oecd.org/env/outreach/34072474.pdf>.
9. Відходи виробництва і споживання та їх вплив на ґрунти і природні вод : навч. посіб. / Савицький В.М., Хільчевський В.К., Чунарьов О.В., Яцюк М.В. К.: Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2007. 152 с.

10. Ушкаренко В.О. Зрошуване землеробство: [Електронний ресурс] підручник для студ. та викладачів вищих навч. закладів агроном. спец. / Віктор Олександрович Ушкаренко. К.: Урожай, 1994. 326 с. Режим доступу до підручника: <http://buklib.net/books/34325/>.

11. Саблій Л. А., Жукова В.С. Сучасні біотехнології видалення азоту із стічних вод / Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : зб. наук. праць. Рівне, 2010. Вип. 1 (49) : Технічні науки. С. 25–31.

12. Державний комітет будівництва, архітектури та житлової політики України: Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України № 37 від 19.02.2002, м. Київ.

13. Нитратне забруднення джерел питної води в Україні: дослідження ВЕГО «МАМА-86» 2001-2008 роки. Київ, 2009.

14. Коткова Т.М., Котков В. І., Селезньова Г. О. Моніторинг забруднення сполуками азоту річок Лугинського району Житомирської області / *Вісник ЖНАЕУ*. 2011. № 2, т. 1. С. 106–112.

15. Болдін А.А. Хімічне забруднення природних вод / *Світ хімії* : зб. наук. праць. 2004. № 9. С. 123–128.

16. Краснянский М.Е., Бельгасем А. Загрязнение свалками ТБО природной среды / *Проблемы экологии*. 2004. №2(1). С. 95–102.

17. Кориневская В.Ю., Шанина Т.П. Отходы городских систем как потенциальный ресурс и источник загрязнения окружающей природной среды / *Вестник Одесского государственного экологического университета*. 2011. № 11. С. 20–28.

18. Лунева, О.В. Основной источник загрязнения окружающей природной среды – отходы / *Вісті Автомобільно-дорожнього інституту*. 2011. №1(12). С. 181–187.

19. Ведяшкин А.С., Ахмедова Н.Р. Разработка способа защиты грунтовых вод от загрязнения в местах складирования твердых отходов / *Вестник Томского государственного университета*. 2010. №330. С. 200–201.

20. Степаненко Е.Е. Исследование химического состава фильтрационных вод полигона твердых бытовых отходов / *Известия Самарского научного центра Российской Академии наук*. 2009. №1(3), т. 11. С. 525–527.

21. Сталинский Д.В., Пантелют Г.С., Рубан М.С. Технология обезвреживания сточных вод полигонов твердых бытовых отходов / *Экология и промышленность*. 2004. №1. С.38–39.

22. Батищев В.В., Кияшкин В.И., Довгань С.А. Фильтрационные процессы в районах полигонов ТБО. 2-й Межд. конг. по управлению отходами «Полигонные технологии захоронения отходов». Вэйсттэк-2001; тез. док. (5–8 июня 2001г., Москва) М.: ЗАО «Фирма Сибико Интернэшнл», 2001. С.139–140.

23. Твердые бытовые отходы. Проблемы и решения. Технологии, оборудование. / Касимов А.М., Семенов В.Т., Коваленко А.М., Александров А.М. Харьков: ХНАГХ, 2006. 301 с.

24. Рогов О.В., Бухальська Ю.Г. Очищення фільтратів полігонів ТПВ: проблеми та рішення / II Міжнар. конф. з питань поводження з відходами виробництва та споживання: зб. тез доп. (25–27 квітня 2007 р.). Київ.:Торгово-промислова палата України, 2007. С. 98–101.

25. Шевченко О.А., Деркачов Е.А. Еколого-гігієнічна оцінка ступеню небезпеки території муніципальних звалищ та заходи щодо їх оздоровлення [Текст] / Проблемы сбора, переработки и утилизации отходов: сб. науч. статей к IV Междунар. науч.-практ. конф. (28-29 марта 2002г.) Одесса: ОЦНТЭИ, 2002. С. 224–227.

26. Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів: навчальний посібник / Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Петрук Р.В. Вінниця: ВНТУ, 2013. 139 с.

27. Волошин П. Аналіз впливу Львівського сміттєзвалища на природне середовище / *Вісник Львівського університету. Серія геологічна*. Випуск 26. 2012. С. 139–147.

28. Голець Н.Ю., Мальований М.С., Малик Ю.О. Розрахунок класу небезпеки фільтрату Грибовицького полігону твердих побутових відходів / *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2013. №7. С. 219–224.

29. Хімічний склад фільтрату Львівського полігону твердих побутових відходів / Гайдін А.М., Дяків В.О., Погребенник В.Д., Пашук А.В. // *Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр.* / Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки. Луцьк, 2013. № 10. С. 43–49.

30. Экологическая биотехнология: Пер. с англ. / Под ред. К.Ф. Форстера, Д. А. Дж. Вейза.-Л. : Химия, 1990. Пер. изд.: Великобритания, 1987.-384с.: ил. ISBN 5-7245-0418-9

31. Управління та поводження з відходами : підручник / Шанина Т.П. та ін. ; за ред. Т.А. Сафранова Одеса, 2012. 270 с.

32. Яцков Н. В., Варнавская И. В. Анализ методов очистки стоков мест захоронения твердых бытовых отходов / *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2008. № 4. С. 69–73.

33. Кашковский В.И., Войновский В.В. Сточные воды свалок твердых бытовых отходов: проблемы решения / 5-я Междунар. конф. “Сотрудничество для решения проблемы отходов”. Х., 2009. С. 39–45.

34. Шишкин Я. С. Снижение экологической нагрузки полигонов ТБО на объекты гидросферы на завершающих этапах жизненного цикла : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 03.00.16 «Экология» . Пермь, 2007. 18 с.

35. Сатин И. В., Трякина А. С. Сравнительный анализ методов очистки фильтрата / *Вісник Донбас. нац. акад. буд-ва і архіт.* 2010. № 2010–3(83). С. 270–275

36. Гидравлический расчет сетей водоотведения: Расчетные таблицы / Константинов Ю.М., Василенко А.А., Сапухин А.А., Батченко Б.Ф. К.: Будівельник, 1987. 120 с.

37. Barlaz M.A., Ham R.K. Mass balance analysis of anaerobically decomposed refuse / J. Environ .Eng. ASCE 115(6). 1989. P. 1088–1102.

38. Barlaz M.A., Ham R.K. Methane production from municipal refuse / Critical reviews in environmental control. 1990. Vol. 19 (3, 6).

39. Vaccini P., Henseler G., Belevi H. Water and element balances of municipal solid waste landfills / Waste Management and Research. 1987. Vol. 5. P. 483–499.

40. Vaccini P. The landfill. Reactor and Final Storage / Presented at the Swiss Workshop on Land Disposal //Conference center Gerzensee. Switzerland. 1988.

41. Вайсман Я.И., Зайцева Т.А., Рудакова Л.В. Биодegradация загрязняющих веществ в фильтрационных водах. / Экология и промышленность России. 2000. № 4. С. 45–48.

42. Вайсман Я.И., Коротаев В.Н., Петров Ю.В. Полигоны депонирования твердых бытовых отходов. Пермь: ПГТУ, 2001. 150 с.

43. Коротаев В.Н. Научно-методические основы и технические решения по снижению экологической нагрузки при управлении движением твердых бытовых отходов : автореф. докт. техн. наук / Перм. гос. техн. ун-т. Пермь, 2000. 330 с.

44. Рудакова Л.В. Научно-методическое обоснование снижения эмиссии загрязняющих веществ полигонов захоронения твердых бытовых отходов биотехнологическими методами: автореферат д-ра техн. наук. Пермь, 2000.

45. Швецов В.Н., Яковлев С.В., Морозова К.М. Глубокая очистка природных и сточных вод на биосорберах / Водоснабжение и сан. техника. 1995. № 11.

46. Мальований М.С., Петрушка І.М., Антос Д., Стокалюк О.В. Очищення стоків від сумішей органічних розчинників / Вісник НУ «Львівська політехніка». Хімія, технологія речовин та їх застосування. 2005. №529. С. 167–170.

47. Петрушка І.М., Стокалюк О.В., Чайка О.Г. Безвідходні технології промислового очищення стічних вод від багатокomпонентних органічних сумішей /

Вісник НУ «Львівська політехніка». Хімія, технологія речовин та їх застосування. 2007. №590. С. 256–260.

48. Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. Гранично допустимі концентрації хімічних речовин у навколишньому середовищі. Л.: Хімія, 1990

49. Василенко О. А., Литвиненко Л. Л., Квартенко О. М. Рациональне використання та охорона водних ресурсів: Навч. посіб. для студ. напряму "Водні ресурси" ВНЗ / Квартенко Рівне: НУВГП, 2007. 245 с.

50. Мацнев А. И. Применение флотации для очистки сточных вод К. : «Будівельник», 1975. 58 с.

51. Николадзе Г. И. Технология очистки природных вод : учебник для студ. вузов. М. : Высшая школа, 1987. 480 с.

52. Рихтер Л. А. Охрана водного и воздушного бассейнов от выбросов тепловых электрических станций М.: Энергоиздат, 1981. 296 с.

53. Проектирование сооружений для очистки сточных вод. Справочное пособие к СНиП. М.: Стройиздат, 1990. 190 с.

54. Кіндюк Б.В., Бизова М.Б., Бірюков О.В. Житлово-комунальне господарство міст: Конспект лекцій для студентів Енергетичного інституту спеціальності 8.07.08.01 екологія та охорона навколишнього середовища Одеса: Наука і техніка, 2008. 120 с.

55. Вайсман Я.И., Коротаев В.Н., Петров В.Ю. Управление отходами. Захоронение твердых бытовых отходов. Уч. Пособие / Перм. Гос. Техн. ун-т, Пермь, 2001. 133 с.

56. Винберг Г.Г., Остапеня П.В., Сивко Т.Н., Левина Р.И. Биологические пруды в практике очистки сточных вод / Под ред. П.В. Остапеня Минск: Высшая школа., 1966. 231 с.

57. Швед О.В., Миколів О.Б., Комаровська-Порохнявець О.З., Новіков В.П. Екологічна біотехнологія: Навч. посібник у 2 кн. Кн. I Львів: Вид-во Нац. ун-ту «Львівська політехніка», 2010. 424 с.

58. Оліферчук В.П., Матвієнко М.Т., Войтович І.Г. Можливість використання осаду стічних вод очисних споруд Львова для виробництва біогазу / *Науковий вісник НЛТУ України* : зб. наук.-техн. праць. Львів: РВВ НЛТУ України. 2009. Вип. 19.9. С. 72–76.

59. Тенденції розвитку комерційної біотехнології / В. Новіков, Ю. Сидоров, О. Швед // *Вісник НАН України*. 2008. № 2. С. 25–39.

60. Методичні рекомендації із збирання, утилізації та знешкодження фільтрату полігонів побутових відходів // Затверджені наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України № 421 від 20.08.2012 р.

61. Маслов В.М. Рекомендуемые методы очистки фильтрата / Інформаційно-аналітичний зб. "Санітарна очистка міст та комунальний автотранспорт". Київ, 2002. С. 44–50.

62. Investigation of the stability of hardened slag paste for the stabilization of wastes containing heavy metal ions / Rha Chong Yoon, Kang Seong Keun, Kim Chang Eun. 2000. v. 70. № 3. p. 255–267.

63. Pat. USA N 5569153, A62D 003/00; G21F 009/34. Method of immobilizing toxic materials and resultant products / Mallow, William A., Young, Robert D. - Publ. 29.10.1996.

64. Pat. USA N 5976244, B09B 003/00; A62D 003/00. Fixation of hazardous wastes and related products / Mallow, William A. - Publ. 2.11.1999.

65. Robinson H.D., Grantham G. The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland / *Water Resources*, Vol. 22, No. 6. 1988. p. 733–747.

66. Mehmood M.K., Adetutu E., Nedwell D.B., Ball A.S. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons / *Bioresource Technology*, No. 100. 2009. p. 2741–2744.

67. Maehlum T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands / *Water Science Technology*, Vol. 32, No. 3. 1995. p. 129–135.

68. Robinson H.D., Grantham G. The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland / *Water Resources*, Vol. 22, No. 6. 1988. p. 733–747.

69. Mehmood M.K., Adetutu E., Nedwell D.B., Ball A.S. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons / *Bioresource Technology*, No. 100. 2009. p. 2741–2744.

70. Maehlum T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands / *Water Science Technology*, Vol. 32, No. 3. 1995. p. 129–135.

71. Досвід роботи КП КГ «Харківкомуночиствод» щодо утилізації осадів стічних вод з використанням технології італійських фірм VOMM TA GEO TECK / І. В. Корінько, С. С. Піліграм, М. Д. Лессік, Г. М. Смирнова // *Водопостачання та водовідведення*. 2010. № 5. С. 28–29.

72. Пляцук Л. Д., Черниш Е. Ю. Математичне моделювання процесу знешкодження осаду стічних вод в біосульфідогенних умовах / *Вісник НТУ «ХПІ»*. 2013. № 37. С. 148–160.

73. Використання осадів стічних вод в експериментальному дорожньому будівництві / Г. Я. Дрозд, Р. В. Бреус, В. В. Рогулін, І. І. Бізірка // *Водопостачання та водовідведення*. 2011. № 4. С. 44–47.

74. Дрозд Г. Я., Рогулін В. В. Оцінка технологій утилізації осадів стічних вод / *Водопостачання та водовідведення*. 2011. № 4. С. 38–43.

75. Шкінь О. М. Технічні проблеми при дотриманні законодавчих вимог. Економічні аспекти водовідведення / IWAS Міжнар. конф. «Українсько-німецьке партнерство у галузі водного господарства завдання для науки і практики» (15-16.12.2008 р.). Івано-Франківськ, 2008. С. 35.

76. Безвідходна технологія очищення стічних вод виробництво амінокислот / О. В. Гайдаржи, Л. В. Левандовський, Г. М. Заболотна, Г. С. Андріяш // зб. тез XIV Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Людина. Суспільство» (18-22 травня 2010 р.). К., 2010. С. 43–44.

77. Salunkhe D.B. Biogas technology : International Journal of Engineering Science and Technology. 2012. Vol. 4, №12. P. 4934–4940

78. Скляр О.Г., Скляр Р.В. Основи біогазових технологій та параметри оптимізації процесу зброджування / Праці ТДАТУ. 2009. Т. 1, № 9. С. 20–30.

79. Козловская С.Б., Сорокина Е.Б. Энергосберегающая технология утилизации биогаза метантенков на городских очистных сооружениях канализации / Вестник ОГАСА-2005. № 19. С. 14–18.

80. Пляцук Л. Д., Черниш Е. Ю. Математичне моделювання процесу знешкодження осаду стічних вод в біосульфідогенних умовах / Вісник НТУ «ХПІ». 2013. № 37. С. 148–160.

81. Канатиков В.А. Утилизация осадков сточных вод и бытовых отходов / Водоснабжение и санитарная техника. 1990. № 10. С. 23–25.

82. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти. К.: ВЦ “Київ. ун-т”, 1999 319 с.

83. Чертес К.Л., Стрелков А.К., Биків Д.Е. Новий напрямок використання надлишкового активного мулу // Водопостачання й санітарна техніка. 2001. № 5. С. 34–37

84. Пляцук Л. Д., Черниш Е. Ю. Математичне моделювання процесу знешкодження осаду стічних вод в біосульфідогенних умовах / Вісник НТУ «ХПІ». 2013. № 37. С. 148–160.

85. Вилсон Д. Утилизация твердых отходов. Т. 1 / Пер. с англ. М.: Стройиздат, 2005. 336 с.

86. Технологические основы промышленной переработки отходов мегаполиса. / А.В. Гриценко, Н.П. Горох и др. Х.: ХНАДУ, 2005. 340 с.

87. Гомонай М.В. Производство топливных брикетов. М.: МГУЛ, 2006. 167 с.

88. Сорокіна К.Б., Козловська С.Б. Технологія перероблення та утилізації осадів : навч. посібн. Харків : Вид-во ХНАМГ, 2012. 226 с.

89. Оліферчук В.П., Матвієнко М.Т., Войтович І.Г. Можливість використання осаду стічних вод очисних споруд Львова для виробництва біогазу / Науковий вісник

НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2009. Вип. 19.9. С. 72–76.

90. Матвієнко М.Т., Оліферчук В.П. Роль мікрофлори біогазової установки в процесі підвищення ефективності метаноутворення / *Науковий вісник НЛТУ України* : зб. наук.-техн. праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2010. Вип. 20.11. С. 76–80.

91. Крупский К.Н. Андреев Е.Н., Ютина А.С. Использование биогаза в качестве источника энергии: Обзорная информация. М.: ЦБНТИ Минжилкомхоза РСФСР, 1988. 43 с.

92. Гюнтер Л.И. Гольдфарб Л.Л. Метантенки. М.: Стройиздат, 1991. 128 с.

93. Дичко А.О. Біотехнологія локального очищення жировмісних стічних вод: дис. ... канд. техн. наук: 03.00.20 Київ, 2002. 115 с.

94. Звіт про дослідження екологічного та санітарно-гігієнічного стану територій, прилеглих до львівського полігону твердих побутових відходів // ВАТ «Геотехнічний інститут». Львів, 2006. 155 с.

95. Голець Н.Ю., Мальований М.С., Малик Ю.О. Розрахунок класу небезпеки фільтрату Грибовицького полігону твердих побутових відходів / *Вісник ЛДУ БЖД*. № 7. Львів, 2013. С. 219–224.

96. Волошин П. Аналіз впливу Львівського сміттєзвалища на природне середовище / *Вісник Львівського університету. Серія геологічна*. Випуск 26, 2012. С. 139–147

97. Хімічний склад фільтрату Львівського полігону твердих побутових відходів / А.М. Гайдін, В.О. Дяків, В.Д. Погребенник, А.В. Пашук // *Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки; [редкол.: Ф.В. Зузук та ін.]*. Луцьк, 2013. № 10. С. 43–49.

98. Сушкова В.І., Воробйова Г.І. Безвідходна конверсія рослинної сировини в біологічно активні речовини Кіров, 2007. 204 с.

99. Карюхина Т.А., Чурбанова И.Н. Химия воды и микробиология М.: *Сройиздат*, 1983. 167 с.

100. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод Рівне: ВАР «Рівненська друкарня», 2002. 622 с.
101. Характеристика гідробіологічного складу аеробного активного мулу / О. І. Семенова, Л. Р. Решетняк, Т. Л. Ткаченко [та ін.] // *Економіка. Екологія. Управління*. Збірник наук. праць. 2012. № 1. С. 213–220.
102. Фізико-хімічна і хімічна характеристика активного мулу: електронний ресурс / Режим доступу: <http://www.mikrobiki.ru/mikrobiologiya/mikrobiologiya-i-biotehnologii/fiziko-himicheskaya-i-himicheskaya-harakteristika-aktivnogo-ila.html>.
103. ДСТУ ISO 5667-6:2009. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT): ДСТУ ISO 5667-6:2009 . [Чинний від 2011-01-07]. К.: Держспоживстандарт України, 2012. 13 с. (Національний стандарт України).
104. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів / Мороз О.І. та ін. // *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С. 83-88.
105. Two-stage landfill leachate treatment in aerated lagoons and at a municipal wastewater treatment plant / Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Sereda A. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. № 1(10). P. 11–18.
106. Technological aspects of the pre-treatment of leachate, stored at the retention ponds of the Grybovychi landfill, Lviv region, Ukraine /Malovanyu M. and oth. // *Water security : monograph*. Mykolaiv: PMBSNU; Bristol: UWE, 2017. P. 88–97.
107. Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження / К.І. Андреюк, Г.О. Іутинська, А.В. Антипчук та ін. К.: Обереги, 2001. 240 с.
108. Експериментальна ґрунтова мікробіологія: монографія / Волкогон В.В. та ін. ; за наук. ред. В.В. Волкогона. – Київ: Аграрна наука, 2010. 464 с.
109. Практикум з мікробіології: підручник / С.П.Гудзь та ін. Львів: ЛНУ ім. І. Франка, 2014. 436 с.

110. Розанова Е. П. Методы культивирования и идентификации анаэробных бактерий, восстанавливающих серу и её окисленные соединения : Ин-т микробиологии АН СССР, 1979. 128 с.
111. Теппер Е. З., Шельникова В.К., Переверзева Г. И. Практикум по микробиологии М.: Агропромиздат, 1987. 239 с.
112. Біогаз із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні. Перспективи виробництва / М.С.Мальований та ін. // Хімічна промисловість України. - № 6(13). – 2015. – С. 34-39.
113. Методика фотометричного визначення амоній іонів з реактивом Неслера в стічних водах: КНД 211.1.4.030-95. К., 1995. – 16 с. (Керівний нормативний документ).
114. ДСТУ ISO 5813:2004. Якість води. Визначення розчиненого кисню. Йодометричний метод (ISO 5813:1983, IDT) [Чинний від 2004-08-02]. К.: Держспоживстандарт України, 2005. 7 с. (Національний стандарт України).
115. ДСТУ 4175:2003. Оцінювання здатності до повного аеробного біологічного розкладання органічних сполук у водному середовищі. Метод із застосуванням аналізу біохімічного споживання кисню (метод закритої склянки) (ISO 10707:1994, MOD) [Чинний від 2004-07-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. 12 с. (Національний стандарт України).
116. ДСТУ ISO 6060:2003. Якість води. Визначання хімічної потреби в кисні (ISO 6060:1989, IDT) [Чинний від 2003-10-06]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. 6 с. (Національний стандарт України).
117. ДБН В.2.4-2-2005. Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування. Держбуд України, К., 2005. - 34 с.
118. Комбіновані процеси інтегрованих технологій очищення стічних вод із використанням природних сорбентів / М.Мальований та інш. // *Chemical Technology and Engineering*: зб: тез допов. Міжнар. наук.-практ. конф. 26-30 червня 2017 року. Львів: НУ ЛП, 2017. С.400-401. Аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ та стратегія її мінімізації (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища) / Мальований

Мирослав, Слюсар Віра, Середа Андрій, Стокалюк Олег. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. № 1 (15). – 2017. С. 5-11.

119. Мальований М., Бойчишин Л., Середа А. Двостадійна аеробно-реагентна технологія очищення інфільтратів сміттєзвалищ. *SDEV'2018: Матер. Міжнар. наук. симпоз.* 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С. 147-149.

120. Директива 2008/98/ЄС Режим доступу: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32008L0098>

121. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V. Ways to Minimize Environmental Hazards From Pollution of the Environment in the Zone of Influence of the Hrybovychi Landfill. *Environmental problems*. Volume 2. Number 2. 2017.P.65–70.

122. Мальований М.С., Середа А.С., Слюсар В.Т. Алгоритм мінімізації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища у Львівській області. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*: зб. наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф. 21 квітня 2017 р. Харків: Харків. держ. наук. б-ка ім. В.Г. Короленка, 2017. С. 20–25.

123. Мінімізація екологічної небезпеки від впливу сміттєзвалищ / Середа А.С. та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*: Матеріали XVII Міжнар. наук.-практ. конф. Кременчук: КрНУ, 2017. 88 с.

124. Дослідження вмісту інфільтратів звалища твердих побутових відходів (на прикладі Львівського полігону). / Середа А.С., Слюсар В.Т., Вронська Н.Ю., Мальований М.С. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: Матеріали 2-ї Міжнар. наук.-практ. конф. 18-19 жовтня 2017р. Львів. 101 с.

125. Мальований М., Середа А., Жук В. Розроблення системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища *SDEV'2018: Матер. Міжнар. наук. симпоз.* Славське: НУ ЛП, 2018. С.171–173.

126. Кучерявий В. П., Попович В. В. Полігони твердих побутових відходів Західного Лісостепу України та проблеми їх фітомеліорації / *Науковий вісник НЛТУ*

України : зб. наук.-техн. праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2012. Вип. 22.2. С. 56–66.

127. Попович В. В. Полігони твердих побутових відходів у вироблених кар'єрах, ярах, траншеях і особливості їх фітомеліорації. / *Науковий вісник НЛТУ України* : зб. наук.-техн. праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2012. Вип. 22.11. С. 119–128.

128. Попович В. В. Природні фітомеліоративні процеси на Львівському міському полігоні твердих побутових відходів. *Лісівництво і агролісомеліорація* : зб. УкрНДІЛГА 2012. - № 120. – С. 80–87.

129. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів / Мороз О.І. та інш. // *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С. 83–88.

130. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V Disposal of waste sludge from municipal sewage treatment plants. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. 160 с.

131. Слюсар В.Т., Серeda А.С. Дослідження можливості очищення фільтратів львівського полігону твердих побутових відходів аерацією. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. 152 с.

132. Дослідження технології біологічного очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Мальований М.С., Жук В.М., Слюсар В.Т., Серeda А.С. *Сталий розвиток XXI століття: управління, технології, моделі. Дискусії 2017*: Колективна монографія. Київ, 2017. С. 429–439.

133. Technological aspects of the pre-treatment of leachate, stored at the retention ponds of the Grybovychi landfill, Lviv region, Ukraine/ Malovanyu M. and oth. *Water security: monograph*. Mykolaiv: PMBSNU; Bristol: UWE, 2017. P. 88–97.

134. Нездойминов В. И. Кинетические модели одноиловых биологических систем с окислением углерода, нитрификации и денитрификации / *Вісник*

Донбаської національної академії будівництва і архітектури. 2013. Випуск 5(103): Інженерні системи та техногенна безпека. С. 150–154.

135. Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів: пат. 120857 Україна: МПК C02F 3/00. № u201704247; заявл. 28.04.2017; опубл. 27.11.2018, Бюл. № 22.

136. Мікробіоценози озер інфільтратів львівського полігону твердих побутових відходів/Масловська О. та ін. *SDEV'2018*: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.218–220.

137. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse Hardcover / Inc. Metcalf & Eddy , George Tchobanoglous , Franklin Burton, H. David Stensel // McGraw-Hill / Science / Engineering / Math, 2002. 1848 p.

138. Режим доступу: <https://www.xylem.com/Assets/Resources/1909-Flygt-Jet-Aerator.pdf>.

139. Мальований М.С., Серeda А.С., Мальований А.М. Стратегія уникнення екологічної небезпеки від нагромадження відпрацьованого активного мулу на Львівських очисних спорудах / *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: зб. матеріалів Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: НУЦЗУ, 2015. 130 с.

140. Виробництво біогазу із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні / Мальований М.С., Жук В.М., Серeda А.С., Одуха М.С. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: Матеріали 15 Міжнар. наук.-практ. конф. 26-27 травня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. С. 168–170.

141. Scientific and technological aspects of a two-stage leachate pretreatment at Lviv municipal solid waste landfill/ Malovanyu M. and oth. *Water supply and wastewater disposal*: monograph. Lublin: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak, 2018. P. 110–123.

142. Інноваційні комплексні технології очищення побутових стоків та інфільтратів сміттєзвалищ/Мальований Мирослав та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*: Матеріали XVIII

Міжнар. наук.-практ. конфер. 11–13 травня 2018 року. Кременчук: КрНУ, 2018. – С.108.

143. Вплив режиму аерації на ефективність зменшення вмісту амонійного азоту в фільтратах Грибовицького сміттєзвалища/Мальований М.С., Жук В.М., Середа А.С., Слюсар В.Т. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: матер. 17 міжнар. наук.-практ. конф. 24-25 травня, 2018 р. Львів: НУ ЛП, 2018. С.136-139.

ДОДАТКИ

Додаток А.

Результати моніторингу рівня забруднення водного середовища в зоні впливу
Грибовицького сміттєзвалища

Полігон твердих побутових відходів і санітарно-захисна зона

Поверхневі води.

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	17,8
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	8,2
	2005	81,2
	2006	45,7
	2007	15,9
	2008	45,2
	2007	5
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2010	2,3
	2000	1,2
ДП «Еко-Кінескоп»	2000	4
ЛКП «Збиранка»	2011	21,3
СЦ «ГАЛСЕРТ»		

Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	33,6
Національний університет «Львівська політехніка	2010	13,4
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	39,6
	2004	47,5
	2005	31,9
	2006	48,4
	2007	7,1
	2009	1,3
	2007	6,9
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	52
ТзОВ «Євроекоскоп»	2008	70,2
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	15,6

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1666
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	10
	2004	2,1
	2005	6,6
	2006	83,3
	2007	40
	2008	26,6
	2009	77
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2011	22,6
ЛКП «Збиранка»	2002	1,7
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	1730

- Ртуть

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,9

- Свинець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	3,7
Національний університет «Львівська політехніка	2010	2,1
КП «Адміністративно-технічне управління»	2004	4,3
	2005	2,6
	2006	33
	2007	27,8
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2007	3
	2009	2,1
	2010	17,3
	2011	26,6

- Нікель

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	7,1
Національний університет «Львівська політехніка	2010	3,5
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	4,4
	2004	12,4
	2005	1,2
	2006	8,8
	2007	9
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2011	6

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	262
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	65
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2010	89,3
	2011	5,4
ЛКП «Збиранка»	2002	16

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	7,6
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	4,6
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	1,4
	2005	4,4
	2006	7,2
	2007	8,4
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	26,4
	2010	17,2
	2011	47,2
ТзОВ «Євроекоскоп»	2008	29,4
ЛКП «Збиранка»	2002	21

- Кобальт

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	3,2
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	10
КП «Адміністративно-технічне управління»	2003	5
	2004	5,3
	2006	8,4
	2007	9,7
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2010	9

Спостережні свердловини.

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	7,2
ДП «Еко-Кінескоп»	2000	29,3

- Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	93,1
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	12,1
ДП «Еко-Кінескоп»	2000	14,1

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	325

- Ртуть

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	12

- Свинець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	14
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	5,7
ДП «Еко-Кінескоп»	2000	30

- Нікель

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	3,4
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	1,7

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	5,3
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	3
ДП «Еко-Кінескоп»	2000	45

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	11,4
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	12

- Кобальт

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,8
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	1,8

Великі Грибовичі*Криниці і свердловини.*

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	18,9
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	20,7

- Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	2,6
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1,3
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	1,6

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	21,8
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	19,4

- Свинець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	10
Національний університет «Львівська політехніка	2010	2,2

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	8,4
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9,4

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2003	8
	2011	3,4
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	22
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9

Малі Грибовичі*Криниці і свердловини.*

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9,9
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	10,3

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	37,5
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	43,4

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	16
Національний університет «Львівська політехніка	2010	15

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	3,4
Національний університет «Львівська політехніка	2010	8,6

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2003	4,2
	2011	2,9

Поверхневі води .

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	3,2
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	4,8

- Ртуть

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	14
Національний університет «Львівська політехніка	2010	12

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	2,4
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	3

Малехів*Криниці і свердловини.*

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	6,4
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	8,3

- Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	28,2
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	2,4
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	19,3

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	24,8
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	32,3

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,4
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	7,8

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	2,5
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	16

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2003	2,3
Національний університет «Львівська політехніка»	2010	2

Поверхневі води.

Максимальний рівень перевищення ГДК за окремими забруднювачами (разів):

- Вміст фосфатів

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	7,1
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	8,4

- Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	15,8
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	2,4
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	14,3

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1666
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	1542

- Свинець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,5
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1,6
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	2
	2010	2,9

- Нікель

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1,3

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	1,4

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9,2

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,6
Національний університет «Львівська політехніка	2010	13
Державна екологічна інспекція в Львівській області	2009	20

Збиранка
Свердловини.

- Азот амонійний

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	1,3
Національний університет «Львівська політехніка	2010	11,3

- Нафтопродукти

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	6,3
Національний університет «Львівська політехніка	2010	3,4

- Ртуть

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2011	8

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2011	2,5

- Марганець

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	95
Національний університет «Львівська політехніка	2010	18

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	12
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9,2

Дубляни
Криниці.

- Азот амонійний

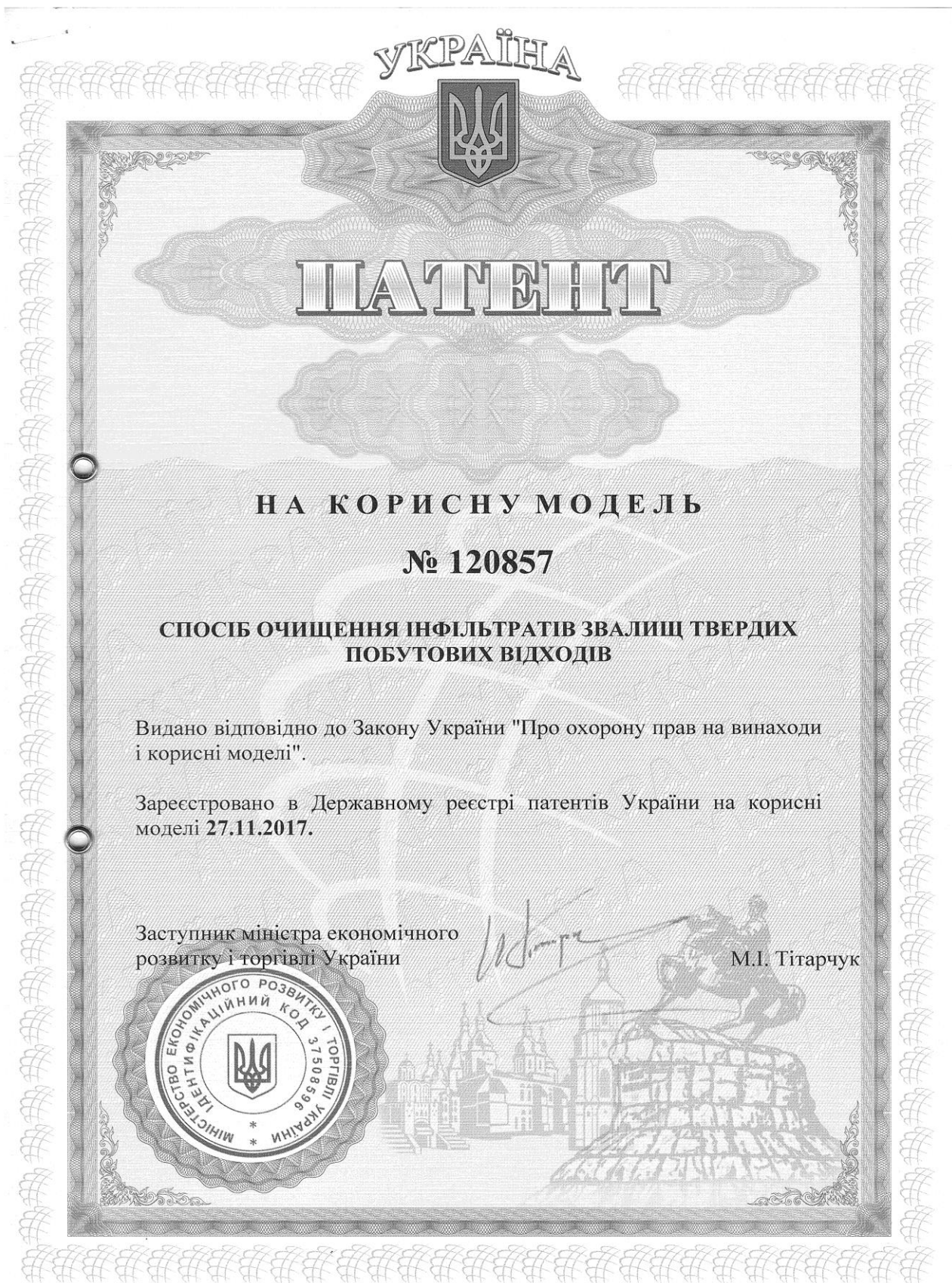
Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Національний університет «Львівська політехніка	2010	9,6
СЦ «ГАЛСЕРТ»	2011	8,7

- Хром

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
ВАТ «Геотехнічний інститут»	2005	3,6
Національний університет «Львівська політехніка	2010	6,4

- Кадмій

Суб'єкт моніторингу	Рік	Разів ГДК
Обласна санепідемстанція	2003	5
	2011	1,9



(11) **120857**(19) **UA**

(51) МПК (2017.01)
C02F 3/00
C02F 3/02 (2006.01)
C02F 3/10 (2006.01)

(21) Номер заявки: **u 2017 04247**

(22) Дата подання заявки: **28.04.2017**

(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: **27.11.2017**

(46) Дата публікації відомостей про видачу патенту та номер бюлетеня: **27.11.2017, Бюл. № 22**

(72) Винахідники:
Мальований Мирослав Степанович, UA,
Слюсар Віра Тарасівна, UA,
Середа Андрій Сергійович, UA,
Жук Володимир Михайлович, UA

(73) Власник:
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА",
вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-13, 79013, UA

(54) Назва корисної моделі:

СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТІВ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів, що включає аерування інфільтрату в аеробних лагунах, який відрізняється тим, що додатково здійснюють іммобілізацію специфічного біоценозу шляхом розташування в аеробній лагуні носія, зі здатністю утримувати біоценоз.

(11) 120857

Державне підприємство
«Український інститут інтелектуальної власності»
(Укрпатент)

Оригіналом цього документа є електронний документ з відповідними реквізитами, у тому числі з накладеним електронним цифровим підписом уповноваженої особи Міністерства економічного розвитку і торгівлі України та сформованою позначкою часу.

Ідентифікатор електронного документа 2106221117.

Для отримання оригіналу документа необхідно:

1. Зайти до ІДС «Стан діловодства за заявками на винаходи та корисні моделі», яка розташована на сторінці <http://base.uipv.org/searchInvStat/>.

2. Виконати пошук за номером заявки.

3. У розділі «Документи Укрпатенту» поруч з реєстраційним номером документа натиснути кнопку «Завантажити оригінал» та ввести ідентифікатор електронного документа.

Ідентичний за документарною інформацією та реквізитами паперовий примірник цього документа містить 2 арк., які пронумеровані та прошиті металевими люверсами.

Уповноважена особа Укрпатенту



І.Є. Матусевич

27.11.2017



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **120857** (13) **U**

(51) МПК (2017.01)

C02F 3/00**C02F 3/02** (2006.01)**C02F 3/10** (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2017 04247	(72) Винахідник(и): Мальований Мирослав Степанович (UA), Слюсар Віра Тарасівна (UA), Середа Андрій Сергійович (UA), Жук Володимир Михайлович (UA)
(22) Дата подання заявки: 28.04.2017	(73) Власник(и): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА", вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-13, 79013 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 27.11.2017	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 27.11.2017, Бюл.№ 22	

(54) СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТІВ ЗВАЛИЩ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ**(57) Реферат:**

Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів включає аерування інфільтрату в аеробних лагунах. Додатково здійснюють іммобілізацію специфічного біоценозу шляхом розташування в аеробній лагуні носія, зі здатністю утримувати біоценоз.

UA 120857 U

UA 120857 U

Корисна модель належить до способів очищення стічних вод біологічними методами і може бути використана для очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів (ТПВ) та промислових стічних вод.

Відомий спосіб очищення стічних вод міських звалищ твердих побутових відходів [Патент України № 66584 Бюл. № 10, 2005 р.], що включає: вапнування та наступну баромембранну обробку. Як розчинник для приготування вапняного молока використовують концентрат, що утворюється в процесі баромембранної обробки, і вапнування здійснюють при значеннях рН середовища не менше 11. Використання цього способу забезпечує утилізацію екологічно небезпечного концентрату баромембранної обробки, підвищує ступінь очищення стічної води від органічних речовин та збільшує продуктивність процесу баромембранного розділення.

Проте цей спосіб характеризується частим забиванням пор мембрани нерозчинними частинками та завислими речовинами, і як наслідок потребує періодичної регенерації та заміни мембран, тим самим спосіб є малоефективним.

Відомий спосіб очищення рідкого середовища [Pat. USA № 5,130,032 "Method for treating a liquid medium" Helfred E. Sartori, C02F 1/36, C02F 1/32, C02F 1/48, Jul. 14, 1992], що включає очищення сильнозабруднених стоків шляхом послідовного застосування озонування, магнітного поля та УФ-опромінення.

Проте відсутність стадії біологічного очищення і слабка інтенсивність УФ-опромінення робить неефективним цей спосіб для очищення інфільтрату звалищ ТПВ.

Найбільш близьким аналогом є спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів, що включає аерування інфільтрату в аеробних лагунах [In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons / M.K. Mehmood, E. Adetutu, D.B. Nedwell, A.S. Ball// Bioresource technology 100 (2009). - P. 2741-2744.].

У відомому способі очищення інфільтратів звалищ ТПВ процес очищення базувався на аеруванні інфільтрату безпосередньо у чотирьох послідовно з'єднаних лагунах (озерах) загальним об'ємом 254 м³, днища та стінки яких були вкриті поліетиленовою плівкою. Аерацію інфільтратів здійснювали за допомогою повітродувок та аераційних труб, укладених біля дна лагуни.

Проте, зважаючи на малу площу контакту біоценозу з інфільтратом, недостатньою є поверхня масопередачі, що в свою чергу знижує ефективність способу очищення.

В основу корисної моделі поставлено задачу створення способу очищення інфільтратів звалищ ТПВ, в якому внесення в аеробну лагуну носія для іммобілізації біоценозу забезпечило би можливість очищення інфільтратів з більшою ефективністю.

Поставлена задача вирішується тим, що у способі очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів, що включає аерування інфільтрату в аеробних лагунах, згідно з корисною моделлю, додатково здійснюють іммобілізацію специфічного біоценозу шляхом розташування в аеробній лагуні носія, на якому іммобілізується біоценоз.

Внесення носія дозволяє збільшити площу контакту біоценозу з інфільтратом, що в свою чергу забезпечує набагато більшу поверхню масопередачі, і завдяки цьому підвищує ефективність процесу очищення з одночасним зменшенням часу реалізації способу очищення.

Спосіб очищення інфільтратів звалищ ТПВ здійснюють так. Очищення інфільтратів звалища ТПВ проводять у аеробній лагуні. У аеробну лагуну вносять носій зі здатністю утримувати специфічний біоценоз, що утворюється у інфільтраті. Як носій можна використовувати синтетичний волокнистий носій типу "ВІА" або плаваючі кульки (поліпропіленові чи поліетиленові). Аерацію інфільтратів здійснюють із використанням насоса-аератора струминного типу або плаваючих механічних аераторів. Такий спосіб збільшує ефективність процесу очищення інфільтратів звалищ ТПВ, зокрема від органічних забруднень та від амонійного азоту, а також знижує показник хімічного споживання кисню (ХСК), оскільки концентрація цих речовин у інфільтраті є набагато більшою за гранично допустиму концентрацію (ГДК).

Приклад конкретного виконання.

Дослідження процесу очищення інфільтрату у статичному режимі проводили у ємності об'ємом 5 л. На дно ємності поміщали аератори та за допомогою компресора барботували інфільтрат повітрям протягом 14 діб. Для іммобілізації біоценозу, що утворювався у інфільтраті, в ємність поміщали синтетичний волокнистий носій типу "ВІА". Витрата повітря вимірювалась реометром (РДС-6) та становила 1,0 л/хв. Початковий кількісний вміст інфільтрату за досліджуваними показниками був таким: концентрація амонійного азоту (С(NH₄-N)) - 805,2 мг/л; ХСК 1 1 000 мг О₂/л; рН - 9,17.

Результати досліджень приведені в таблиці.

60

UA 120857 U

Таблиця

Результати очищення інфільтрату

Доба	C(NR ₄ -N), мг/л	pH	ХСК, мгО ₂ /л
I	II	III	IV
0	805,2	9,17	11000
1	736,35	9,34	
2	564,15	9,41	
5	538,32	9,50	7230
6	495,26	9,48	
7	495,26	9,43	
8	503,87	9,44	7224
9	572,76	9,51	
I	II	III	IV
10	443,60	9,52	
11	426,38	9,53	6450
12	426,38	9,52	
13	409,16	9,40	
14	320,11	9,40	6100

5 Як видно з таблиці, спосіб очищення інфільтратів звалищ ТІ ІВ дозволяє ефективно провести очищення від амонійного азоту та зменшити його вміст у інфільтратах у 2,5 разу від 805,2 до 320,11 мг/л. Також у процесі аерації отримано незначне зростання водневого показника інфільтрату pH протягом 6-7 діб від початкової величини до практично однакового значення pH = 9,4-9,5. Що ж стосується ХСК, то його величина зменшилась у 1,8 разу - від 11000 до 6100 мг О₂/л.

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

10 Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів, що включає аерування інфільтрату в аеробних лагунах, який відрізняється тим, що додатково здійснюють іммобілізацію специфічного біоценозу шляхом розташування в аеробній лагуні носія, зі здатністю утримувати біоценоз.

15

Комп'ютерна верстка О. Рябко

Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, вул. М. Грушевського, 12/2, м. Київ, 01008, Україна

ДП "Український інститут інтелектуальної власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601

Додаток В

“ЗАТВЕРДЖУЮ”

Проректор з

науково-педагогічної роботи

Національного університету

«Львівська політехніка»

_____ Давидчак О.Р.

«__»_____ 2018 р.

А К Т

про використання у навчальному процесі

Національного університету «Львівська політехніка»

результатів досліджень та розробок, одержаних

при виконанні дисертаційної роботи

“ Двостадійне очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах”

Середі Андрія Сергійовича

Комісія у складі: голови науково-методичної ради ІСТР ім. В'ячеслава Чорновола д.т.н. проф. Петрушки І.М, зав. каф. ЕЗП д.т.н. проф. Мальований М.С., д.т.н. проф. Гумницький Я.М., д.т.н. проф. Дячок В.В. цим актом підтверджують, що основні положення та результати дисертаційної роботи **“Двостадійне очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та міських очисних спорудах”** Середі Андрія Сергійовича на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 Екологічна безпека будуть використані:

1. У програму лекційного курсу «Очищення стічних вод», а саме у розділі «Біологічні методи очищення стічних вод», оскільки отримані результати стосуються оптимізації біологічних аеробних процесів очищення стічних та промислових вод і розширюють уявлення про кінетику та динаміку цих процесів,

що викладаються у курсі, а також розвивають уявлення про застосування інтегрованих двостадійних процесів очищення забруднених водних середовищ.

2. Встановлені закономірності та методи очищення інфільтратів будуть використані у курсі «Переробка та утилізація муніципальних відходів» та включено до програми денного курсу. Важливим є використання одержаних у дисертації матеріалів щодо технології попереднього очищення інфільтратів керованих лагунах.

3. Рекомендується за результатами дисертаційної роботи розробити лабораторну роботу щодо дослідження процесів біологічного очищення інфільтратів сміттєзвалищ в аеробних лагунах та підготувати методичну розробку для виконання цієї роботи.

Голова НМР ІСТР

д.т.н. проф.

Петрушка І.М.

Члени комісії:

зав. каф. ЕЗП д.т.н. проф.

Мальований М.С.

д.т.н. проф.

Гумницький Я.М.

д.т.н. проф.

Дячок В.В.



Затверджую

Професор з наукової роботи
Національного університету
Львівська політехніка

Н.І. Чухрай



Затверджую

Директор
ЛМКП "Львівводоканал"

В.В. Вольський

ТЕХНІЧНИЙ АКТ

здавання-приймання науково-технічної продукції

з госпдоговору № 0543 від 01.06.2016 р.

Ми, які нижче підписалися, представник Замовника головний технолог ЛМКП "Львівводоканал"

Одуха М.С.

з однієї сторони, і представник Виконавця

завідувач кафедри екології та збалансованого
природокористування Національного університету
"Львівська політехніка" Мальований М.С.

з іншої сторони, склали цей акт про те, що науково-дослідна робота "Натурні дослідження стану
активного мулу на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II"

виконана згідно з завданням у повному обсязі. Замовник не має претензій та зауважень до
виконаної роботи.

У результаті досліджень

виконано натурні дослідження стану активного мулу на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II у результаті аварійних скидів у міську каналізацію фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів та експериментально досліджено можливі способи попереднього очищення фільтратів з метою мінімізації їх можливого негативного впливу на активний мул.

Наукове значення роботи:

виконано систематичні натурні дослідження зміни стану активного мулу Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II у результаті аварійних скидів у міську каналізацію фільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів; експериментально досліджено методи фізико-хімічної обробки та аерації для попереднього очищення фільтратів з метою мінімізації їх можливого негативного впливу на активний мул.

Замовнику передано

два екземпляри наукового звіту "Натурні дослідження стану
активного мулу на Львівських міських каналізаційних очисних спорудах КОС-II".

Замовник прийняв предмет передавання на відповідальне зберігання.

ПРЕДСТАВНИК ВИКОНАВЦЯ

(М.С. Мальований)

ПРЕДСТАВНИК ЗАМОВНИКА

(М.С. Одуха)

Затверджую
Проректор з наукової роботи
Національного університету
"Львівська політехніка"



Затверджую
Проректор з наукової роботи
Львівського національного університету
імені Івана Франка



ТЕХНІЧНИЙ АКТ

здавання-приймання науково-технічної продукції
з госпдоговору № 0557 від 08.11.2016 р.

Ми, які нижче підписалися, представник Замовника доцент кафедри фізики та колоїдної хімії
ЛНУ ім. І. Франка Бойчишин Л.М.

з однієї сторони, і представник Виконавця науковий керівник г/д теми №0557 Мальований М.С.

з іншої сторони, склали цей акт про те, що науково-дослідна робота "Лабораторне моделювання
очищення інфільтратів твердих побутових відходів в умовах аеробної лагуни"

виконана згідно з завданням у повному обсязі. Замовник не має претензій та зауважень до
виконаної роботи.

У результаті досліджень змодельовано спосіб очищення інфільтратів твердих побутових
відходів в лабораторних умовах методом керування в умовах аеробної
лагуни; встановлено особливості процесу очищення та оптимальні
умови його реалізації.

Наукове значення роботи: досліджено оптимальні умови очищення інфільтратів звалищ твердих
побутових відходів в умовах аерації; встановлено динаміку зміни
концентрації амонійного азоту та ХСК в залежності від інтенсивності
аерації та часу перебування інфільтрату в зоні аерації.

Замовнику передано два екземпляри наукового звіту "Лабораторне моделювання очищення
інфільтратів твердих побутових відходів в умовах аеробної лагуни".

Замовник прийняв предмет передавання на відповідальне зберігання.

ПРЕДСТАВНИК ВИКОНАВЦЯ

(М.С. Мальований)

ПРЕДСТАВНИК ЗАМОВНИКА

(Л.М. Бойчишин)



ТЕХНІЧНИЙ АКТ

здавання-приймання науково-технічної продукції

з госпдоговору № 0558 від 06.12.2016 р.

Ми, які нижче підписалися, представник Замовника доцент кафедри фізичної та колоїдної хімії
ЛНУ ім І. Франка Бойчишин Л.М.

з однієї сторони, і представник
Виконавця

науковий керівник г/д теми № 0558
Мальований М.С.

з іншої сторони, склали цей акт про те, що науково-дослідна робота «Дослідження оптимальних
умов реалізації стадії аерації інтегрованого двохстадійного процесу очищення інфільтратів Львівського
полігону твердих побутових відходів в лабораторних та натурних умовах»

виконана згідно з завданням у повному обсязі. Замовник не має претензій та зауважень до виконаної роботи.

У результаті досліджень підібрано оптимальні умов реалізації стадії аерації в умовах впровадження очищення інфільтратів; розроблено технологічну схему пілотної установки та специфікації матеріалів і обладнання для реалізації процесу очищення дослідної партії інфільтрату на пілотній установці

Наукове значення роботи: встановлені оптимальні умови реалізації інтегрованої технології очищення інфільтратів, що включає стадію аеробного біологічного очищення та стадію реагентного очищення

Замовнику передано два екземпляри наукового звіту «Дослідження оптимальних умов реалізації стадії аерації інтегрованого двохстадійного процесу очищення інфільтратів Львівського полігону твердих побутових відходів в лабораторних та натурних умовах»

Замовник прийняв предмет передавання на відповідальне зберігання.

ПРЕДСТАВНИК ВИКОНАВЦЯ

(М. С. Мальований)

ПРЕДСТАВНИК ЗАМОВНИКА

(Л. М. Бойчишин)

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА
ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ
СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Біогаз із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні. Перспективи виробництва/ Мальований М.С. та ін. *Хімічна промисловість України*. 2015. № 6(13). С. 34-39. *Особистий внесок – відбір і аналіз проб біогазу і збродженого активного мулу.*
2. Аналіз перспектив аеробного очищення інфільтратів сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів/ Мороз О.І. та ін. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(3). С.83-88. *Особистий внесок – експериментальне дослідження статичного режиму біологічного очищення інфільтратів у аерованих лагунах.*
3. Аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ та стратегія її мінімізації (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища) / Мальований Мирослав, Слюсар Віра, Середя Андрій, Стокалюк Олег. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2017. № 1 (15). С.5-11. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень, розроблення стратегії переходу на нові форми менеджменту твердих побутових відходів.*
4. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V. Ways to Minimize Environmental Hazards From Pollution of the Environment in the Zone of Influence of the Hrybovychi Landfill. *Environmental problems*. 2017. V 2, N 2. P.65-70. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень.*
5. Two-stage landfill leachate treatment in aerated lagoons and at a municipal wastewater treatment plant/ Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Sereda A. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2018. № 1(10). P. 11-18. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень, узагальнення результатів експериментів*

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

6. Мальований М.С., Середя А.С., Мальований А.М. Стратегія уникнення екологічної небезпеки від нагромадження відпрацьованого активного мулу на Львівських очисних спорудах/ *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: зб. матеріалів Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: НУЦЗУ, 2015. С.130. *Особистий внесок – аналіз статистичної інформації щодо нагромадження відпрацьованого мулу.*

Форма участі – очна.

7. Виробництво біогазу із осадів стічних вод муніципальних каналізаційних очисних споруд в Україні / Мальований М.С., Жук В.М., Середя А.С., Одуха М.С. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: Матеріали 15 Міжнар. наук.-практ. конф. 26-27 травня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. С. 168-170. *Особистий внесок – оцінка перспектив використання відпрацьованого мулу для виробництва біогазу.*

Форма участі – очна.

8. Malovanyu M., Sereda A., Sliusar V Disposal of waste sludge from municipal sewage treatment plants. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. 160 с. *Особистий внесок – узагальнення даних експериментальних досліджень та даних статистичного аналізу.*

Форма участі – очна.

9. Слюсар В.Т., Середя А.С. Дослідження можливості очищення фільтратів львівського полігону твердих побутових відходів аерацією. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: зб. матеріалів 4-й Міжнар. конгр. 21-23 вересня 2016 р. Львів: НУ ЛП, 2016. 152 с. *Особистий внесок – аналіз кількості накопичених інфільтратів на Львівському полігоні твердих побутових відходів.*

Форма участі – очна.

10. Sliusar Vira, Sereda Andriy, Malovanyu Myroslav Research Possibility of the Previous Cleaning of Filtrates at Lviv landfill by an Aeration Methods. *Litteris et*

Artibus: Матеріали. VI Міжнар. молодіжн. наук. форум. 24 - 26 листопада 2016. Львів: НУ ЛП, 2016. С. 476-477. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень.*

Форма участі – очна.

11. Дослідження кінетики біологічного очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Мальований М.С. та ін. «*Екогеофорум-2017*». *Актуальні проблеми та інновації*: матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. 22-25 березня 2017 р. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2017. – С. 141-142. *Особистий внесок – аналіз даних досліджень.*

Форма участі – очна.

12. Технологічні аспекти очищення накопичених у ставках-накопичувачах фільтратів Грибовицького сміттєзвалища. Мальований М.С. та ін. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії*: зб. матеріалів V Міжнар. наук.-практ. конф. 26-28 квітня 2017 р. Запоріжжя: ЗНУ, 2017– С. 209-210. *Особистий внесок – розроблення принципової технологічної схеми очищення накопичених у ставках-накопичувачах фільтратів Грибовицького сміттєзвалища.*

Форма участі – очна.

13. Мальований М.С., Серета А.С., Слюсар В.Т. Алгоритм мінімізації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища у Львівській області. *Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції*: зб. наук. праць Всеукр. наук.-практ. конф. 21 квітня 2017 р. Харків: Харків. держ. наук. б-ка ім. В.Г.Короленка, 2017. С.20-25. *Особистий внесок – проведення та аналіз експериментальних досліджень*

Форма участі – очна.

14. Вашкурак М.Ю., Серета А.С., Мальований М.С. Перспективна технологія біологічного очищення інфільтрату полігонів твердих побутових відходів у аеробних лагунах. *Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів*: матер. Щорічн. міжнар. наук.-техн. конф. (Студентська секція). 25-26 квітня 2017 р. Харків. 2017. С. 156.

Особистий внесок – визначено основні забруднювачі стічних вод і запропоновано альтернативний метод очищення.

Форма участі – очна.

15. Очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Середа А.С. та ін. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання*: матер. 16 міжнар. наук.-практ. конф. 25-26 травня, 2017 р. Львів: НУ ЛП, 2017. С.142-143. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень та визначення ефективних параметрів процесу.*

Форма участі – очна.

16. Мінімізація екологічної небезпеки від впливу сміттєзвалищ/ Середа А.С. та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки*: Матеріали XVII Міжнар. наук.-практ. конфер. 01–03 червня 2017 року. Кременчук: КрНУ, 2017. С.88. *Особистий внесок – оцінка ступеня екологічної небезпеки сміттєзвалищ.*

Форма участі – очна.

17. Комбіновані процеси інтегрованих технологій очищення стічних вод із використанням природних сорбентів / Мальований М., Сакалова Г., Шандрович В., Середа А. *Chemical Technology and Engineering*: зб: тез допов. Міжнар. наук.-практ. конф. 26-30 червня 2017 року. Львів: НУ ЛП, 2017. С.400-401. *Особистий внесок – розроблення схем комбінування процесів інтегрованих технологій.*

Форма участі – очна.

18. Дослідження вмісту інфільтратів звалища твердих побутових відходів (на прикладі Львівського полігону)/Середа А.С., Слюсар В.Т., Вронська Н.Ю., Мальований М.С. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: Матер. 2-ї Міжнар. наук.-практ. конф. 18-19 жовтня 2017р. Львів: НУ ЛП, 2017. - С.101. *Особистий внесок – відбір проб інфільтратів та визначення їх складу.*

Форма участі – очна.

19. Слюсар В.Т. Серета А.С. Екологічна небезпека, спричинена інфільтратами сміттєзвалищ (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища). *Сталий розвиток – погляд у майбутнє*: зб. матеріалів семінару. 15 вересня 2017 р. Львів: НУ ЛП, 2017. - С.40. *Особистий внесок – аналіз забруднення довкілля в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища.*

Форма участі – очна.

20. Мальований М., Серета А., Жук В. Розроблення системи заходів для ліквідації екологічної небезпеки в зоні впливу Грибовицького сміттєзвалища. *SDEV'2018: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.171-173. Особистий внесок – аналіз перспективних технологій очищення інфільтратів сміттєзвалищ.*

Форма участі – очна.

21. Двостадійна аеробно-реагентна технологія очищення інфільтратів сміттєзвалищ/Мальований М та ін. *SDEV'2018: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.147-149. Особистий внесок – дослідження очищення інфільтратів на модельній установці аерованої лагуни.*

Форма участі – очна.

22. Мікробіоценози озер інфільтратів львівського полігону твердих побутових відходів/Масловська О. та ін. *SDEV'2018: Матер. Міжнар. наук. симпоз. 28 лютого – 3 березня 2018 р., Славське: НУ ЛП, 2018. С.218-220. Особистий внесок – ідентифікація біоценозу, який розвивається в умовах аерованої лагуни.*

Форма участі – очна.

23. Інноваційні комплексні технології очищення побутових стоків та інфільтратів сміттєзвалищ/Мальований Мирослав та ін. *Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки: Матеріали XVIII Міжнар. наук.-практ. конфер. 11–13 травня 2018 року. Кременчук: КрНУ, 2018. – С.108.*

Особистий внесок – аналіз існуючих технологій очищення побутових стоків та інфільтратів сміттєзвалищ.

Форма участі – очна.

24. Вплив режиму аерації на ефективність зменшення вмісту амонійного азоту в фільтрах Грибовицького сміттєзвалища/Мальований М.С., Жук В.М., Серета А.С., Слюсар В.Т. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання: матер. 17 міжнар. наук.-практ. конф. 24-25 травня, 2018 р. Львів: НУ ЛП, 2018. С.136-139. Особистий внесок – експериментальні дослідження режимів аерації.*

Форма участі – очна.

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

25. Дослідження технології біологічного очищення інфільтратів Грибовицького сміттєзвалища в аеробній лагуні / Мальований М.С., Жук В.М., Слюсар В.Т., Серета А.С. *Сталий розвиток – XXI століття: управління, технології, моделі. Дискусії 2017: Колективна монографія. Київ, 2017. С.429-439. Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень та аналіз перспектив застосування технологій біологічного очищення інфільтратів.*
26. Technological aspects of the pre-treatment of leachate, stored at the retention ponds of the Grybovychi landfill, Lviv region, Ukraine/ Malovanyy M. and oth. *Water security: monograph. Mykolaiv: PMBSNU; Bristol: UWE, 2017. P. 88–97. Особистий внесок – розроблення принципової технологічної схеми очищення інфільтратів сміттєзвалищ.*
27. Scientific and technological aspects of a two-stage leachate pretreatment at Lviv municipal solid waste landfill/ Malovanyy M. and oth. *Water supply and wastewater disposal: monograph. Lublin: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak, 2018. P. 110-123. Особистий внесок – аналіз ефективності очищення інфільтрату на стадії аерованої лагуни.*

28.Спосіб очищення інфільтратів звалищ твердих побутових відходів: пат. 120857
Україна: МПК С02F 3/00. № u201704247; заявл. 28.04.2017; опубл. 27.11.2018,
Бюл. № 22. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень.*