

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

ДУ «ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО
СЕРЕДОВИЩА НАН УКРАЇНИ»

ПРИАЗОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»

XVII МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА: ПРОБЛЕМИ І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ

ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ

13-17 вересня 2021 р.
м. Харків, Україна

Харків 2021

УДК 502.58:504.064.4

Друкується за постановою вченої ради УКРНДІЕП

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей
XVII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків,
13-17 вересня 2021 р.) / УКРНДІЕП. – ПП «Стиль-Іздат», 2021. — 242 с.

У збірнику наукових статей висвітлено проблеми, що пов'язані з регіональною екологією, охороною атмосферного повітря та водних об'єктів, переробкою промислових та побутових відходів, моніторингом навколишнього природного середовища, радіоекологічною безпекою та екологічно чистими енергозберігаючими технологіями.

Збірник розраховано на вчених та спеціалістів академічних та галузевих науково-дослідних і проектних інститутів, керівників підприємств різних форм власності, організацій МОЗ України, представників департаментів екоресурсів обласних та міських державних адміністрацій та екологічних інспекцій, управлінь з питань надзвичайних ситуацій, органів державної виконавчої влади та місцевого самоврядування і громадських організацій.

Статті надруковано за авторською редакцією.

© Укладач Науково-дослідна установа
«Український науково-дослідний
інститут екологічних проблем»
(УКРНДІЕП), 2021

УДК 504:001.817

Гриценко А. В., д-р геогр. наук, проф.;

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;

Карлюк А. А. канд. техн. наук.;

Савченко Н. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ФОРМУВАННЯ НАЦІОНАЛЬНОЇ ДОПОВІДІ ПРО СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В УКРАЇНІ У 2019 РОЦІ

На сьогоднішній день для розробки будь-яких систем оцінок та прогнозування стану довкілля необхідний поточний всебічний аналіз стану навколишнього середовища та антропогенного впливу на довкілля. Тому, важливим етапом для прийняття адекватних управлінських рішень є система збору, накопичення та аналізу інформації про стан навколишнього середовища. Важливим при цьому є проведення аналізу інформації про стан довкілля за даними спостережень різних суб'єктів державної системи моніторингу.

Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» прийнятий 28 лютого 2019 року запровадив новий аспект бачення цілей та стратегічних завдань в галузі охорони довкілля [1]. Цей закон здійснює перегляд основних стратегічних завдань державної екологічної політики, виходячи з виявлення причин екологічних проблем в Україні та фінансової спроможності країни до їх вирішення. Сформовано бачення стану довкілля, якого Україна має досягнути до 2030 року. Сформульовані цілі полягають у зменшенні антропогенного впливу на довкілля, збереженні такого стану кліматичної системи, який унеможливить підвищення ризиків для здоров'я та благополуччя людей і навколишнього природного середовища, вдосконаленні системи інтегрованого екологічного управління, забезпеченні екологічно збалансованого природокористування.

Саме Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні відображає систематизовану аналітичну інформацію за якісними показниками щодо стану компонентів довкілля, процесів, які в них відбуваються під впливом природних та антропогенних факторів. Аналіз антропогенних факторів виконується за

видами економічної діяльності, визначаються заходи щодо зниження негативного впливу на навколишнє середовище, відображається функціонування системи державного управління у сфері охорони довкілля. Відповідно до статті 251 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [2] та з метою забезпечення підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні, наказом Міндовкілля України від 24.12.2020 № 387 було затверджено структуру Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» (УКРНДІЕП) є однією з провідних наукових організацій у системі охорони навколишнього природного середовища України та підпорядкована Міністерству захисту довкілля та природних ресурсів України (Міндовкілля України). За дорученням Міндовкілля України фахівці 11 лабораторій УКРНДІЕП приймали участь у формуванні Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році (далі – Національна доповідь) за даними, що були отримані від: Департаменту з питань поводження з відходами та екологічної безпеки; Департаменту природно-заповідного фонду; Державної авіаційної служби України; Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління України; Державної екологічної інспекції Кримсько-Чорноморського округу; Державної екологічної інспекції України; Державної служби морського та річкового транспорту України; Державного агентства автомобільних доріг та рибного господарства України; Державного космічного агентства України; Державної інспекції ядерного регулювання України; Державного агентства водних ресурсів України; Державної служби України з питань геодезії, картографії та кадастру; Державної установи «Інститут охорони ґрунтів України»; Державного агентства з енергоефективності та енергозбереження України; Державної служби України з питань безпечності харчових продуктів і захисту споживачів; Державної служби статистики України; Державної служби України з надзвичайних ситуацій; Державної служби геології та надр України, Міністерства економіки України; Міністерства енергетики та вугільної промисловості України; Міністерства оборони України; Міністерства розвитку громад та територій України; Міністерства соціальної політики України; Міністерства охорони здоров'я України; Національної академії наук України та Міністерства інфраструктури України. Згідно отриманих даних УКРНДІЕП надав Міндовкілля України підготовлену та оформлену Національну доповідь, що стосується екологічних прогнозів, планів і програм, економічного аналізу, даних моніторингу довкілля, кадастрів природних ресурсів та

іншої екологічної інформації, що вкрай необхідна, зокрема, для формування подальшої екологічної політики та законотворчої діяльності та є підґрунтям для законотворення, а також для прийняття оперативних управлінських рішень.

Відповідно до постанови Кабінету Міністрів України від 07.02.1992 р. № 61 «Про забезпечення підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні» [3], підготовка щорічної Національної доповіді здійснювалася профільним міністерством за участі заінтересованих центральних органів виконавчої влади, Академії аграрних наук України, Національної академії наук України та за участі громадськості. Аналіз Національної доповіді дозволив дійти висновку, що для її формування використана галузева інформація з різних джерел, що відповідає вимогам вищезазначеної постанови Кабінету Міністрів України. Інформаційне наповнення документу відповідає структурі, яка була затверджена наказом Міндовкілля для Національної доповіді.

Національна доповідь була подана на розгляд Верховній Раді України відповідно до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [2]. За дорученням Голови Верховної Ради України Комітет з питань екологічної політики та природокористування розглянув Національну доповідь, надану Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України. Комітет вирішив, що Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році може бути опублікована Міндовкілля України окремим виданням та розміщена в системі Інтернет після врахування зауважень та пропозицій, викладених у мотивувальній частині рішення.

Станом на 02.08.21 Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році була доопрацьована Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України та науково-дослідною установою «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» і розміщена в системі Інтернет [4]. Національна доповідь містить 15 розділів, у яких описані стан та динаміка змін, що стосуються забруднення атмосферного повітря, водних, земельних ресурсів. Значна увага приділена питанням збереження біотичного та ландшафтного різноманіття, розвитку природно-заповідного фонду та формування національної екомережі, поводження з відходами, впливу промисловості, енергетики, транспорту на стан довкілля та здоров'я населення. Висвітлено екологічні складові соціального та економічного розвитку держави. Звіт також має ілюстративний матеріал (графіки, діаграми, картосхеми) та містить рекомендації щодо подальшої екологічної політики та законотворчої діяльності.

Література

1. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року: Закон України від 28.02.2019 р. № 2697-VIII. Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> (дата звернення: 08.08.21).
2. Про охорону навколишнього природного середовища: Закону України від 25.06.91 № 1264-XII. Верховна Рада України URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 08.08.21).
3. Про забезпечення підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні: Постанова Кабінету Міністрів України від 07.02.1992 р. № 61. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/61-92-%D0%BF#Text> (дата звернення: 08.08.21).
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році. URL: <https://mepr.gov.ua/news/37844.html> (дата звернення: 08.08.21).

Гриценко А. В., д-р геогр.наук, проф.

Дмитрієва О. О., д-р екон. наук, старш. наук. співр.

Вітько В. І., канд. фіз. - мат. наук

Ткачова О. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ПІДВИЩЕННЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ НАФТОГАЗОВИХ РОДОВИЩ

Рішенням Ради національної безпеки і оборони України від 23 березня 2021 року «Про виклики і загрози національній безпеці України в екологічній сфері та першочергові заходи щодо їх нейтралізації», яке введене в дію Указом Президента України від 23 березня 2021 р. № 111/2021, Кабінету Міністрів України доручено підготувати стратегію поводження з матеріалами, обладнанням і відходами нафтогазовидобувної промисловості, забрудненими радіонуклідами природного походження.

За даними Державної служби статистики за 2020 рік в Україні було видобуто 1,67 млн. тонн сирої нафти, 735,4 тис. тонн газового конденсату, 19,33 млрд. кубометрів природного газу.

Вуглеводнева сировина, що об'єднує нафту, газ і конденсат, на сучасному етапі розвитку людського суспільства є найважливішим і найпрогресивнішим різновидом мінерально-енергетичних ресурсів. У державному балансі України враховано 323 родовища запасів нафти, газу і газового конденсату. Основна їх кількість (191) зосереджена у Східному регіоні, 96 — у Західному, 36 — у Південному.

Нафтогазовидобувна промисловість в нашій країні є характерним прикладом негативного антропогенного впливу на природне середовище. Відставання в розробці наукових та інженерних основ екологічно безпечного ведення робіт, нехтування застосуванням прогресивної маловідходної, ресурсозберігаючої та природоохоронної технології нафтогазовидобутку, є основною причиною створення напруженої екологічної обстановки в районах розвідки та експлуатації родовищ нафти й газу. Особливу занепокоєність викликає радіаційне забруднення території, обладнання в місцях нафтогазовидобування, а також опромінення персоналу, який задіяний у бурінні та обслуговуванні свердловин.

Актуальність

Проблема забруднення радіонуклідами місцевості та обладнання на нафтогазових промислах вже давно стала актуальною та потребує спеціального вивчення. Згідно інформації, отриманої із міжнародних джерел, радіоактивність нафтоводяної суміші на ділянках дії нафтовидобувних підприємств в 5-30 разів перевищує радіоактивність скидових вод АЕС. Активність відкладень у трубах, які застосовуються для добування нафти і газу, можуть бути у 300 разів вища за природний радіаційний фон. Видобуток, переробка і використання нафти і газу пов'язані з витягом на земну поверхню природних радіонуклідів, таких як радій-226, торій-232, калій-40 і ін.

Джерелами утворення радіоактивних відходів при нафтогазодобуванні є пластова вода, що містить в основному солі радію-226, торія-232 і калію-40.

При розливах на ґрунт пластової води, нафти або водонафтової емульсії в результаті фільтрації і випару може відбуватися підвищення концентрації радіонуклідів у ґрунті або рослинному покриві до рівнів, що відповідають слабоактивним відходам.

У результаті руху по промислових контурах ці радіонукліди накопичується на внутрішніх поверхнях насосно-компресорних труб, трубопроводів, насосів, арматури, резервуарів і іншого устаткування. Таким чином, згадане устаткування стає джерелами зовнішнього опромінення людей.

Висипання радіоактивних відкладень із труб, насосів і іншого устаткування при різних операціях, зв'язаних з розкриттям внутрішніх порожнин, може приводити до забруднення радіонуклідами ґрунту, поверхонь ремонтних площадок, інструмента, видаткових матеріалів, підлог, стін і покриттів приміщень, у яких проводяться згадані технологічні операції. При цьому оператори, обслуговуючий персонал зазнають радіоактивного опромінення.

Радій-226 та продукти його розпаду відносяться до групи найбільш токсичних радіонуклідів. Вони являють собою найбільшу небезпеку для здоров'я та життя людини. З зон локального накопичення радій-226 може надходити у харчові ланцюжки, підземні води.

Присутність природних радіоактивних елементів в місцях видобування нафти та газу становиться постійно діючим джерелом іонізуючого випромінювання, яке має негативний вплив на навколишнє природне середовище та здоров'я людини.

Проблема, яка потребує розв'язання

Проблема поводження з матеріалами, обладнанням і відходами нафтогазовидобувної промисловості, забрудненими радіонуклідами природного походження стосується трьох складових, а саме:

радіоактивних відходів (РАВ);

технологічних процесів і операцій при видобуванні нафти та газу, що призводять до утворення радіоактивного забруднення;

устаткування, територій і приміщень, підданих забрудненню радіоактивними речовинами при видобуванні нафти і газу.

До радіоактивних відходів на нафтогазових промислах відноситься пластова вода, насосно - компресорні труби, дезактиваційні розчини, різні матеріали і вироби, що містять радіонукліди в кількостях, що перевищує значення, установлені ОСПЗРБУ-2005, не підлягаючому подальшому використанню, тобто виключає використання цих РАВ у будь - яких сучасних чи майбутніх технологічних процесах.

Класифікація категорій твердих і рідких РАВ за критерієм питомої (A_m) та об'ємної активності (A_v) наведена в таблицях 1,2, а з невідомим радіонуклідним складом та невідомою питомою активністю за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози (D) на відстані 0,1 м від поверхні об'єкта в таблиці 3(ОСПЗРБУ-2005, п. 15.1.7,п.15.1.8).

Рівні дій для умов виробництва, не пов'язаних з використанням джерел іонізуючого випромінювання, але де можливе опромінювання людей техногенно-підсиленими джерелами природного походження, встановлюються за умови неперевикнення середньорічної ефективної дози опромінення 10 мЗв на рік. (НРБУ—97, п.8.7.1).

Таблиця 1 – Класифікація категорій твердих РАВ за критерієм питомої активності (A_m)

Категорії РАВ	Інтервал значень питомої активності твердих РАВ (A_m), кБк/кг			
	альфа-радіонукліди		бета-, гамма-радіонукліди	
	Група 1	Група 2	Група 3	Група 4
Низькоактивні	$10^{-1} < A_m < 10^1$	$10^0 < A_m < 10^2$	$10^1 < A_m < 10^3$	$10^2 < A_m < 10^4$
Середньоактивні	$10^1 \leq A_m < 10^5$	$10^2 \leq A_m < 10^6$	$10^3 \leq A_m < 10^7$	$10^4 \leq A_m < 10^8$
Високоактивні	$10^5 \leq A_m$	$10^6 \leq A_m$	$10^7 \leq A_m$	$10^8 \leq A_m$

Таблиця 2 – Класифікація категорій рідких РАВ за критерієм об'ємної активності (A_v)

Категорії РАВ	Інтервал значень об'ємної активності рідких РАВ (A_v) в одиницях кратності PC_B^{ingest}
Низькоактивні	$10^1 < A_v < 10^2$
Середньоактивні	$10^2 \leq A_v < 10^6$
Високоактивні	$10^6 \leq A_v$

Таблиця 3 – Класифікація РАВ з невідомим радіонуклідним складом та невідомою питомою активністю за критерієм потужності поглиненої в повітрі дози (D) на відстані 0,1 м від поверхні об'єкта

№	Категорія РАВ	Потужність поглиненої в повітрі дози (D), мкГр/год
1	Низькоактивні	$1 < D \leq 100$
2	Середньоактивні	$100 < D \leq 10000$
3	Високоактивні	$10000 < D$

При видобуванні нафти і газу до утворення радіоактивного забруднення призводять наступні технологічні процеси і операції:

- неконтрольований вихід на поверхню землі радіонуклідів у випадку фонтанування нафтогазових свердловин у процесі буровлення і устаткування окремих свердловин.
- аварійні протиччі з устаткування або резервуарів.
- скид пластової води, нафти і нафтопродуктів на поверхню землі при експлуатації свердловин.
- утворення радіоактивних відкладень солей на внутрішніх поверхнях насосних і компресорних труб, насосів, фонтанних арматур і резервуарів при роботі нафтогазової промисловості.
- демонтаж, перевезення, складування і очищення труб і устаткування, забруднених радіоактивними відкладеннями.
- ремонт насосного устаткування і арматури.
- технологічні протічки пластової води, нафти і нафтопродуктів при експлуатації, технічному обслуговуванні і ремонті свердловин.
- збір і тимчасове зберігання радіоактивно забруднених ґрунтів і технологічних відходів.

В процесі видобування нафти і газу має місце забруднення природними радіонуклідами устаткування, земельних ділянок і приміщень, а саме:

- насосно - компресорні труби, насоси, арматури скидання, резервуари для відстаю, зберігання нафти, газу і сепарації водонафтової емульсії.
- робочі площадки, прохідні містки.
- ґрунт навколо ремонтованих свердловин, у місцях протікання нафти, нафтопродуктів і пластової води, а також просипання сольових відкладень.
- інструмент, технологічне оснащення та ін.
- транспорт, використовуваний для перевозу забрудненого устаткування.
- приміщення для ремонту забрудненого устаткування.
- місця зливу пластової води, нафти і нафтопродуктів.
- місця складування, тимчасового зберігання і дезактивації устаткування і труб.

Постановка завдань для вирішення проблеми

Розв'язання проблем радіаційної безпеки при поводженні з матеріалами, обладнанням та відходами нафтогазовидобування, забрудненими радіонуклідами природного походження, потребує вирішення наступних завдань:

- удосконалення правових актів з метою визначення основних правових, економічних та організаційних засад у сфері радіаційної безпеки нафтогазових промислів, гарантування безпеки людей, майна та навколишнього природного середовища;
- розроблення та затвердження в установленому законодавстві порядку норм та керівних принципів радіаційного контролю на нафтогазових промислах, безпечного та екологічно обґрунтованого поводження з відходами, забрудненими радіонуклідами природного походження, при видобуванні нафти і газу;
- розбудови системи екологічно безпечного поводження з матеріалами, обладнанням і відходами нафтогазовидобувної промисловості, забрудненими радіонуклідами природного походження;
- запровадження системи підготовки кадрів та підвищення кваліфікації з радіаційної безпеки спеціалістів, які зайняті у нафтогазовидобувній промисловості;
- при проектуванні будівництва нафтогазодобувних об'єктів або підземних споруд для захоронення відходів, забруднених радіонуклідами природного походження, в обов'язковому порядку враховувати вимоги радіаційної та екологічної безпеки;
- розроблення та затвердження в установленому законодавством порядку керівних документів з проведення оцінки стану радіаційної безпеки нафтогазових промислів та місць захоронення відходів нафтогазвидобування;

- розроблення та виконання державних та регіональних програм проведення оцінки стану радіаційної безпеки нафтогазових промислів та місць захоронення відходів нафтогазвидобування;

- розроблення керівних принципів та організація радіаційно-екологічного моніторингу місць захоронення відходів нафтогазвидобування, у тому числі у якості складової частини екологічного моніторингу обов'язкове спостереження за ізотопами радія-226 в об'єктах довкілля;

- проведення інвентаризації земельних ділянок, радіаційно забруднених внаслідок здійснення нафтогазвидобування, створення і ведення їх Реєстрів, розроблення перспективних планів реабілітації цих територій;

- проведення наукових досліджень та розробок безпечного та екологічно обґрунтованого поводження з матеріалами, обладнанням і відходами нафтогазвидобувної промисловості, забрудненими радіонуклідами природного походження;

- розроблення економічно ефективних технологій реабілітації радіаційно забруднених земельних ділянок нафтогазових промислів;

- розроблення та впровадження найкращих доступних технологій поводження та захоронення відходів нафтогазвидобувної промисловості, забруднених природними радіонуклідами, з урахуванням міжнародного досвіду та найкращої практики;

- вирішення питання з підвищення рівня радіаційної безпеки навколишнього природного середовища та персоналу нафтогазвидобувних промислів, яке включає:

- розроблення екологічних програм реабілітації радіаційно забруднених земельних ділянок нафтогазових промислів з метою повернення їх у сферу господарської діяльності;

- впровадження оперативної діагностики радіаційного стану устаткування, земельних ділянок і приміщень, підданих забрудненню радіоактивними речовинами при добуванні нафти і газу;

- застосування колективних та індивідуальних засобів захисту персоналу від опромінення при веденні технологічних процесів видобутку нафти і газу, при поводженні, у тому числі захороненні відходів, забруднених природними радіонуклідами;

- модернізації та розвитку технічних та інформаційно-аналітичних систем контролю за радіаційною безпекою нафтогазових промислів на основі науково обґрунтованих підходів з застосуванням сучасних технологій;

- удосконалення критеріїв, принципів та основних вимог до забезпечення радіаційної безпеки при видобуванні нафти і газу з урахуванням міжнародних вимог та рекомендацій;

- диференціації та уточнення радіаційного стану радіаційно забруднених земельних ділянок нафтогазових промислів шляхом проведення аерогаммаспектрометричної зйомки, пішохідної гама-зйомки, створення карт радіаційно забруднених територій;

- розробки методології визначення ступеня екологічного ризику для довкілля, обумовленого радіаційним забрудненням територій нафтогазових промислів;

- на основі геологорозвідки опрацювання до початку експлуатації нафтогазових родовищ системи обігу з радіоактивними відходами у районах з підвищеним вмістом природних радіонуклідів.

Висновки

В результаті виконання поставлених завдань буде підвищено екологічну і радіаційну безпеку нафтогазових родовищ, що буде супроводжуватися :

- зменшенням радіаційного забруднення навколишнього середовища в зоні нафтогазових родовищ;

- запровадженням новітніх економічно ефективних технологій поводження з матеріалами, обладнанням та відходами, забрудненими природними радіонуклідами;

- реабілітацією земельних ділянок нафтогазових промислів, забруднених радіонуклідами, повернення їх у господарську діяльність;

- створенням карт радіаційного забруднення земельних ділянок внаслідок видобування нафти і газу, їх градація за ступню радіаційного навантаження на навколишнє середовище;

- впровадженням дієвого радіаційно-екологічного моніторингу місць захоронення відходів нафтогазовидобування;

- створенням системи інформаційного забезпечення державних органів влади, місцевих органів державної виконавчої влади і органів місцевого самоврядування, а також населення щодо радіаційного стану навколишнього природного середовища в зоні захоронення відходів нафтогазовидобування, забруднених природними радіонуклідами.

Література

1. Рішення Ради національної безпеки і оборони України від 23 березня 2021 р. «Про виклики і загрози національній безпеці України в екологічній сфері та першочергові заходи щодо їх нейтралізації», введене в дію Указом Президента України від 23 березня 2021 р. № 111/2021.
2. Закон України «Про нафту і газ»//Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2001, № 50, ст.262.
3. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України, затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України від 02.02.2005 р. № 54.
4. Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-97), затверджені постановою Головного державного санітарного лікаря України, першим заступником Міністра охорони здоров'я України від 01.12.1997 р. № 62.
5. Нефтедобыча как источник повышенной радиоактивности //электронный ресурс: <https://www.dw.com/ru/нефтедобыча-как-источник-повышенной-радиоактивности/a-5210691>.
6. Тараборин Д.Г. Рекомендации по изучению радиационной обстановки и прогнозу радиоактивного загрязнения окружающей природной среды/ Д.Г. Тараборин // Вестник Оренбургского государственного университета. Том 2 Естественные и технические науки – Оренбург, Россия, 2005. - № 10. – с. 74-79.

Адамова Г. В., аспірантка;

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ОЦІНКА ДІЄВОСТІ ЗАХОДІВ ЗМЕНШЕННЯ ВПЛИВУ ЕКСПЛУАТАЦІЇ АВТОМОБІЛЬНИХ ДОРІГ НА ДОВКІЛЛЯ

Дороги являють собою складову економічного розвитку кожної країни, що забезпечують зв'язок між регіонами країни та виконують комунікативну функцію. Але поряд з усіма перевагами, які вони надають потрібно не забувати про те, що разом з транспортом автомобільні дороги спричиняють досить вагомий негативний вплив на довкілля в цілому та на окремі його компоненти (ґрунти, атмосферу, ґрунтові та поверхневі води, рослинність, тварин та людей).

Нами розроблені ієрархічні структури комплексної екологічної оцінки впливу системи «Автомобіль-Дорога-Середовище» на об'єкти довкілля, що враховують дієвість вкладу блоків комплексних заходів щодо зменшення цього впливу.

Ієрархічна структура складається з комплексу елементів, які пов'язані один з одним структурними взаємозв'язками, що характеризують та описують види впливів, їх природу, умови розповсюдження і накопичення, тощо (рисунки 1 та 2). Особливої уваги заслуговує те, що структура включає біотичні та абіотичні умови середовища, які мають досить суттєве значення у розповсюдженні впливу системи «АДС» [1,2].

Комплексність оцінки необхідна задля пошуку найбільш оптимальних заходів, направлених на мінімізацію або ж повне виключення впливу на довкілля конкретної досліджуваної дороги або ж її ділянки.

Для визначення внеску кожного елементу в загальну структуру оцінки нами було використано метод аналізу ієрархій Т. Сааті (MAI).

Зазначений метод дозволяє виконати дослідження шляхом декомпозиції складних систем на їх окремі складові компоненти. Його суть полягає у виборі найкращого сценарію з декількох наявних, для чого експерт або група експертів визначають ряд критеріїв за якими надалі будуть попарно порівнюватись вихідні альтернативи. Зазвичай шкала оцінювання в MAI складається з дев'яти балів, які відображають переваги від найменшого до незаперечного [3].

Для проведення еколого-аналітичної оцінки впливу системи «автомобіль-

дорога-середовище» на придорожній простір, було визначено досить широкий, але доцільний, склад експертно-аналітичної групи за фаховими компетенціями, а саме: інженерів-екологів в галузі експлуатації автомобільних доріг, біологів фізіологів рослин, екологів зацікавленої громадськості, екологів з фахом хіміків-аналітиків, інженерів експлуатаційників досліджуваної дороги, фахівців з геоінформаційних технологій тощо.

Наступним кроком, є безпосереднє проведення еколого-аналітичного дослідження з внесенням результатів опитування експертної групи та з використанням автоматизованої програми, що реалізує застосування МАІ. Результатами роботи є визначена пріоритетність та вклад кожного елемента ієрархічної структури за рівнями структури та в цілому на досягнення основної мети.

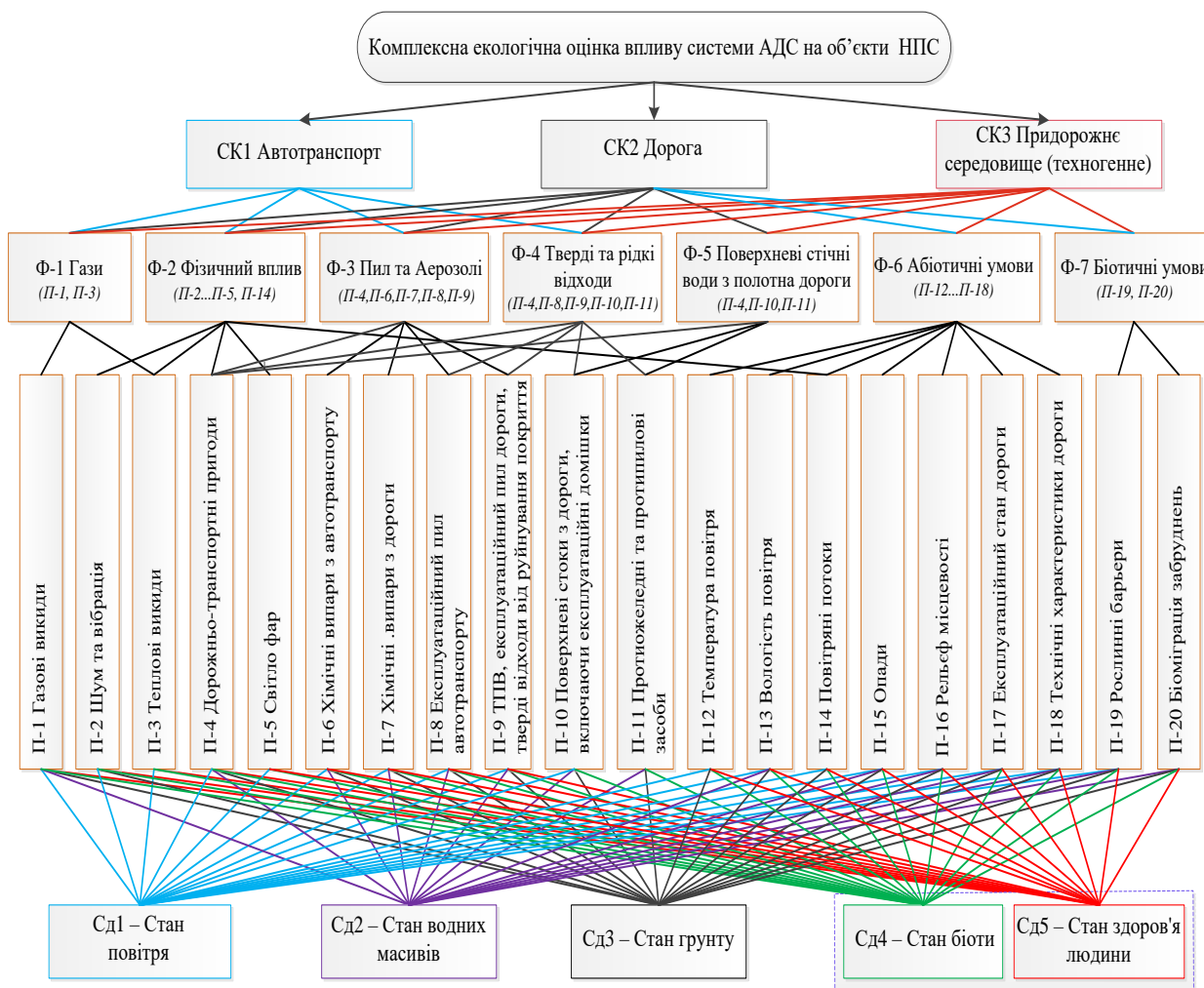


Рисунок 1 – Ієрархічна структура оцінки комплексного впливу автомобільної дороги на об'єкти НПС

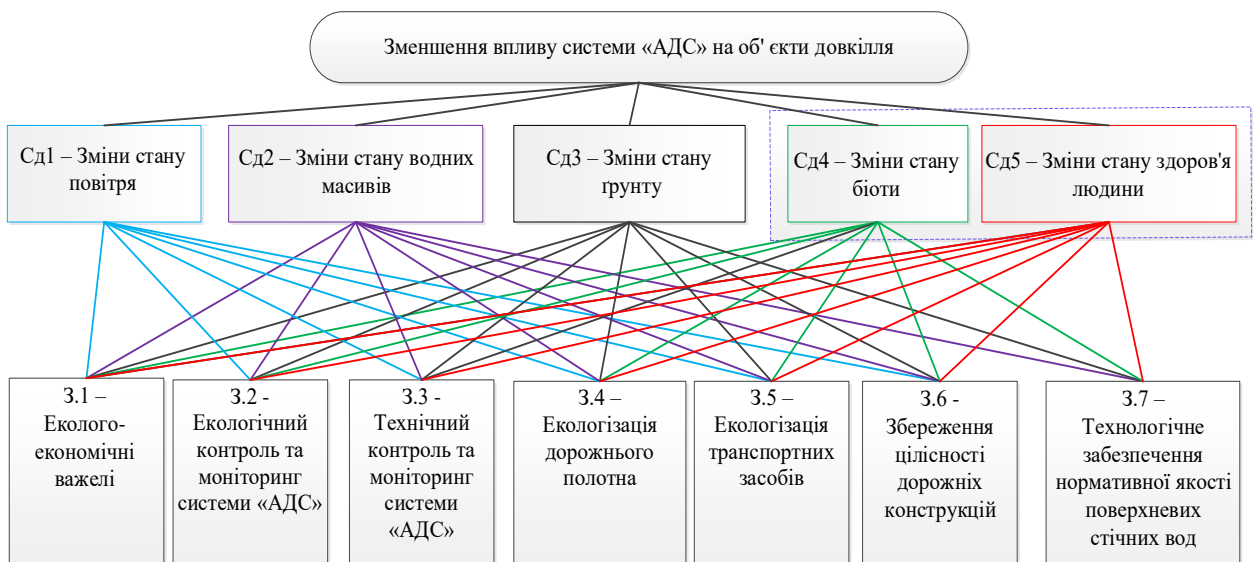


Рисунок 2 – Ієрархічна структура зменшення впливу системи «АДС» на об'єкти довкілля

Задля зменшення негативного впливу діяльності автомобільних доріг на навколишнє середовище та забезпечення екологічної безпеки використовують наступні основні групи заходів: екологічні, економічні і організаційно-керівні.

Забезпечується екологічна безпека автомобільних доріг реалізацією механізмів за простим для сприйняття та загально визнаним алгоритмом безпеки життєдіяльності сформульованим Віталієм Сундаковим: «1. Передбачати -> 2. За можливості уникати - ->3. За необхідності діяти».

До першого пункту відноситься система спостережень та прогнозування (система моніторингу довкілля), що вкрай необхідна для отримання об'єктивної інформації про стан довкілля, порушення екологічних показників дороги та подальшого вживання необхідних заходів щодо їх усунення.

Другий пункт алгоритму - превентивні технологічні заходи, що надають змогу на рівні законів та нормативів контролювати чинники негативного впливу на рівні значень допустимих безпечних показників для довкілля та людини.

До третього відносяться рекультивації та оновлення [4].

Проведений аналіз публікацій та нормативних документів впровадження існуючих заходів зменшення впливу на об'єкти довкілля з боку системи «АДС», дозволив скомпонувати та узагальнити їх у сім комплексних блоків щодо дієвості:

- 3.1 – еколого-економічні важелі;
- 3.2 – екологічний контроль та моніторинг у системі «АДС»;
- 3.3 – технічний контроль та моніторинг у системі «АДС»;
- 3.4 – екологізації конструкції дорожнього полотна;

- 3.5 – екологізації конструкції транспортних засобів;
- 3.6 – експлуатаційне збереження цілісності дорожніх конструкцій;
- 3.7 – технологічне забезпечення нормативної якості поверхневих стічних вод.

Основні результати проведеної експертно-аналітична екологічної оцінка надано у вигляді діаграм на рисунках (рис.3 та 4).

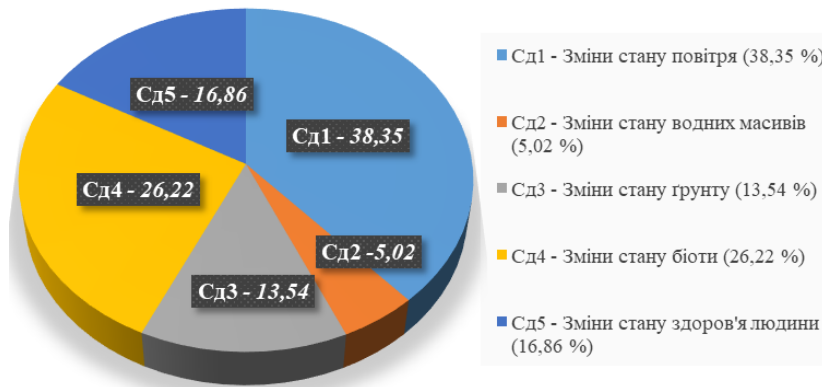


Рисунок 3 – Оцінений вклад впливу системи «АДС» на об'єкти довкілля

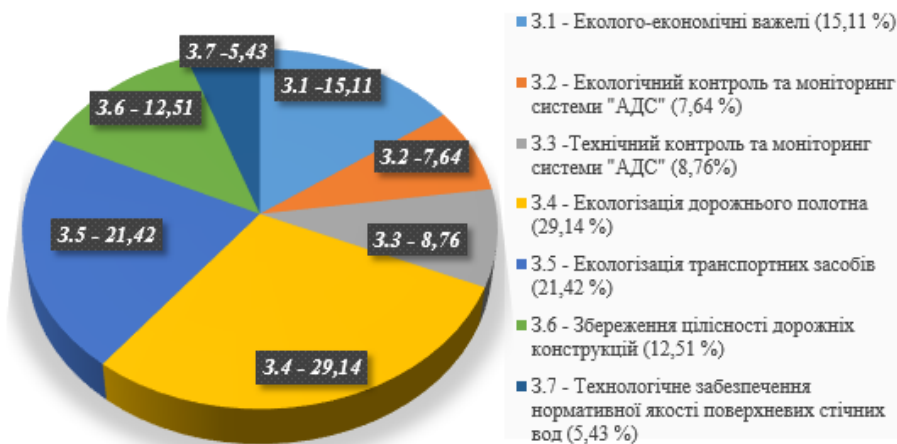


Рисунок 4 – Прогнозна оцінка дієвості блоків комплексних заходів щодо зменшення впливу системи «АДС» на довкілля

Далі було проведено еколого-аналітичну оцінку зменшення впливу системи «АДС» на об'єкти довкілля. Необхідно зазначити, що при оцінці було враховано результати попередньо проведених нами експертно-аналітичних оцінок.

За результатами еколого-аналітичної оцінки визначено пріоритетність показників складових довкілля, що зазнають впливу від «АДС» (рис. 3), а саме: вплив на зміни стану біоти складає 26,22 % від загального впливу, на зміни стану повітря –

38,35 %, зміни стану здоров'я людини – 16,86 %, зміни стану ґрунту – 13,54 % та зміни стану водних масивів – 5,02 %.

З рис. 4 можна видно, що результати оцінки внеску показників заходів у зменшення впливу системи «АДС» на довкілля такі: еколого-економічні важелі складають 15,11 %, заходи з екологічного контролю та моніторингу системи «АДС» - 7,64 %, заходи з технічного контролю та моніторингу системи «АДС» - 8,76 %, заходи з екологізації дорожнього полотна – 29,14 %, заходи з екологізації транспортних засобів – 21,42 %, заходи зі збереження цілісності дорожніх конструкцій – 12,51%, технологічне забезпечення нормативної якості поверхневих вод – 5,43%.

Таким чином, підсумовуючи результати комплексної еколого-аналітичної оцінки можна зробити наступні висновки:

- на живі організми придорожного простору може спрямовуватись 43,08 % впливу діяльності автомобільних доріг (вплив на зміни стану біоти складає 26,22 %, на зміни стану здоров'я людини – 16,86 %) від загального впливу на складові навколишнього природного середовища поблизу автомобільних доріг. Тобто, необхідність врахування біотичної складової придорожного простору при дослідженні впливу діяльності автомобільної дороги на довкілля є доцільною та виправданою.
- найбільш вагомий внесок у досягнення мети щодо зменшення впливу системи «АДС» на довкілля мають комплексний показник заходів з екологізації дорожнього полотна (зі значенням 29,14 %) та комплексний показник заходів з екологізації транспортних засобів (зі значенням 21,42 %) від загального внеску.

Література

1. Адамова Г.В. (червень 4, 2021). Аналіз впливу системи «автомобіль-дорога-середовище» на об'єкти навколишнього природного середовища. The current state of development of world science: characteristics and features. Collection of scientific papers «SCIENTIA» with Proceeding of the I International Scientific and Theoretical Conference (Vol. 1),. Lisbon, Portuguese Republic: European Scientific Platform. DOI:10.36074/scientia-04.06.2021.

[URL:https://ojs.ukrlogos.in.ua/index.php/scientia/issue/download/04.06.2021/545](https://ojs.ukrlogos.in.ua/index.php/scientia/issue/download/04.06.2021/545)

2. Аболмасова Г.В., Пісня Л.А., Черепньов І.А., Калінін І.В. Комплексна екологічна оцінка впливу системи «автомобіль-дорога-середовище» на об'єкти навколишнього природного середовища. Науковий Журнал «Інженерія природокористування». X. 2019. №4(14). С.75-85. URL:<http://enm.khntusg.com.ua/index.php/enm/issue/view/24>

3. Hamed Taherdoost. Decision Making Using the Analytic Hierarchy Process (AHP); A Step by Step Approach. International Journal of Economics and Management System, IARAS, 2017. HAL Id: hal-02557320 [URL:https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02557320](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02557320)
4. Адамова Г.В. (травень 21, 2021). Аналіз заходів щодо зменшення впливу на об'єкти навколишнього природного середовища діяльності автомобільних доріг. Актуальні проблеми сучасної хімії: Матеріали V Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих науковців. – Миколаїв: Видавець Торубара В. В., 2021. С.6-9.

Аніщенко Л. Я., д-р. техн. наук,

Пісня Л. А., канд. техн. наук,

Полозенцева В. О.,

Свердлов Б. С.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

КОМПЛЕКСНА ПОРІВНЯЛЬНА БАГАТОФАКТОРНА ОЦІНКА ПРІОРИТЕТНОСТІ ЗАХОДІВ ЩОДО ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВОДЖЕННЯ З ВИСОКОМІНЕРАЛІЗОВАНИМИ ШАХТНИМИ ВОДАМИ НА ПРИКЛАДІ ШАХТНИХ ВОД СТАВКА-НАКОПИЧУВАЧА У Б. СВИСТУНОВА

На підставі системного аналізу за розробленою в УКРНДІЕП методологією комплексної багатофакторної оцінки впливу та управління екологічною безпекою водогосподарських систем з використанням адаптованого методу аналізу ієрархій [1–6], проведено комплексну порівняльну оцінку пріоритетності розумних альтернатив підвищення екологічної безпеки поводження з високомінералізованими шахтними водами, що акумулюються в ставку-накопичувачі у б. Свистунова.

Розглянуто два варіанти відведення акумульованих шахтних вод (регульоване скидання високомінералізованих шахтних вод у р. Інгулець та відведення цих вод у Чорне море закритим трубопроводом) і чотири перспективні методи опріснення, які можуть бути основою для відповідних заходів зі зменшення вмісту забруднюючих речовин, акумульованих у ставку-накопичувачі шахтних водах.

Ієрархічну структуру багатофакторної оцінки пріоритетності заходів щодо екологічно-безпечного поводження з високомінералізованими шахтними водами представлено на рисунку 1. Зв'язки між елементами ієрархії встановлені на основі аналізу процесів взаємодії між факторами впливів, з одного боку, та елементами, факторами й умовами довкілля, з іншого боку.

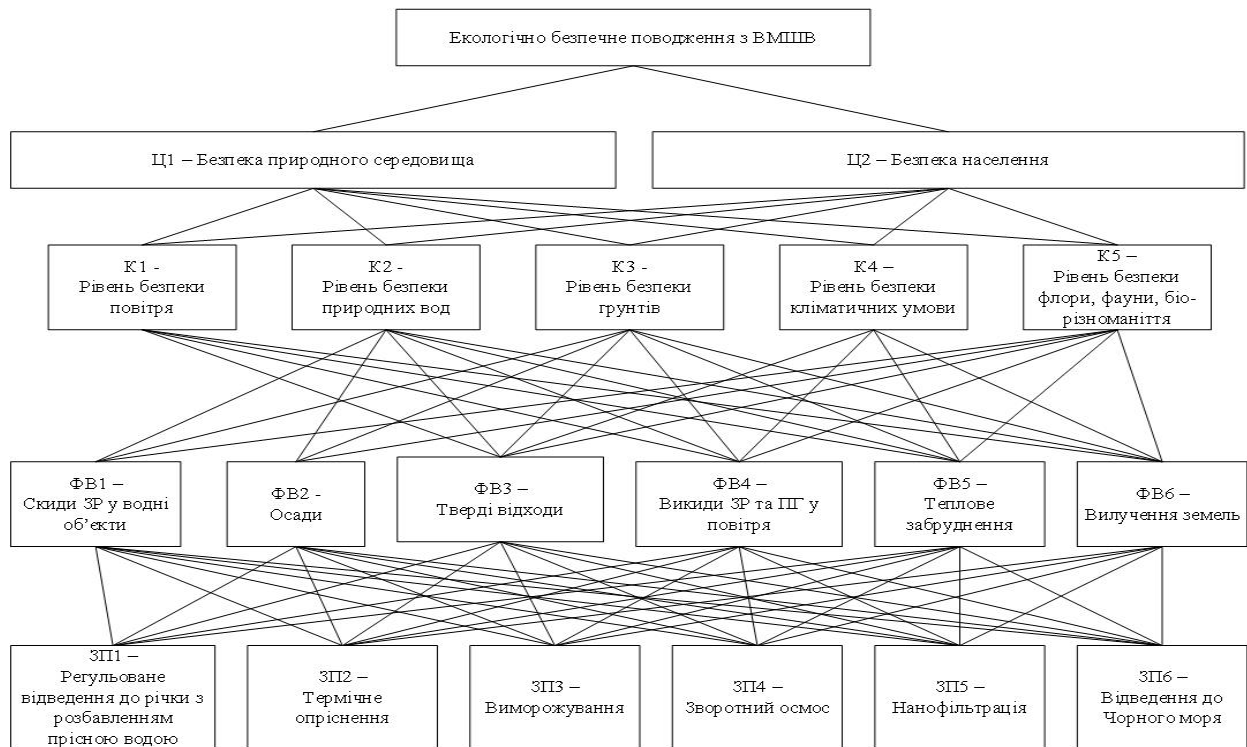


Рисунок 1 – Декомпозиція задачі вибору пріоритетних заходів поводження з високомінералізованими шахтними водами ставка-накопичувача б. Свистунова

В результаті аналізу побудованої ієрархії (рис.1) шляхом побудови матриць порівняння та їх розв'язання, яке проводилось із залученням чотирьох експертів, визначено глобальні пріоритети порівнюваних заходів (рис. 2). Загальна узгодженість оцінок пріоритетів окремих експертів для всієї ієрархії складає від 0,02 до 0,0246, що задовольняє вимогам методу аналізу ієрархій.

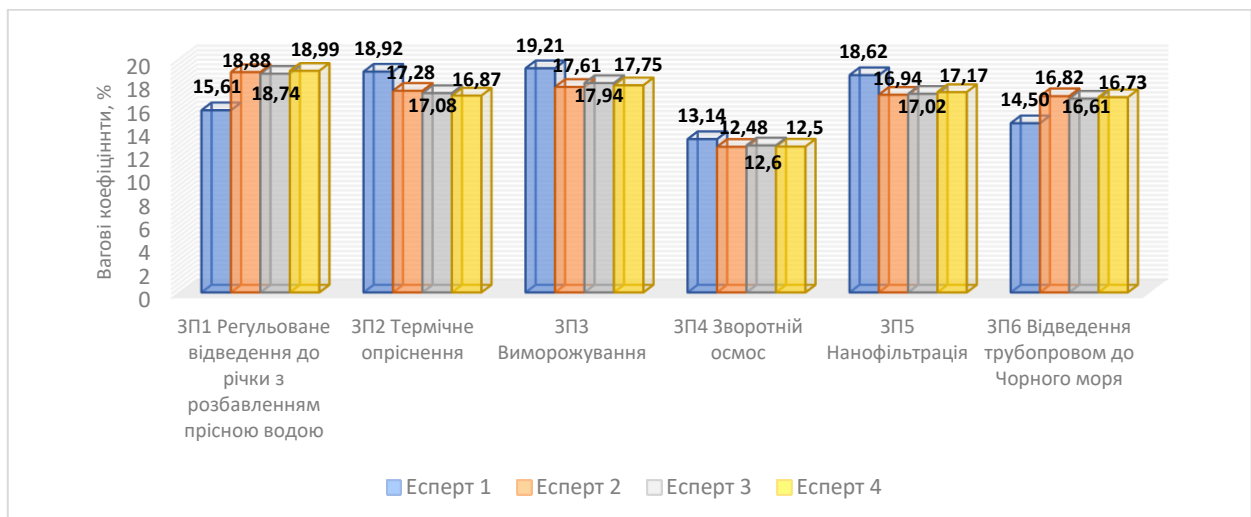


Рисунок 2 – Глобальні пріоритети альтернативних заходів з підвищення екологічної безпеки поводження з високомінералізованими шахтними водами

На думку всіх експертів найнижчий пріоритет одержав метод зворотного осмосу. Щодо інших методів одностайної думки немає. Отримано такі узагальнені пріоритети:

виморожування – 18,13 %, регульоване відведення до річки з розбавленням прісною водою – 18,06 %, термічне опріснення 17,54 %, нанофільтрація – 17,44 %, відведення трубопроводом до Чорного моря – 16,45 %.

Усі заходи, що базуються на впровадженні різних методів опріснення, неможливо реалізувати без додаткового відведення територій, значних капіталовкладень та вирішення проблеми утилізації утворюваних осадів, тому на їх впровадження можна розраховувати тільки у середньо- та довгостроковій перспективі.

Враховуючи результати комплексної порівняльної оцінки, придатним для реалізації у короткі терміни визначено захід з регульованого відведення високомінералізованих шахтних вод до річки з розбавленням прісною водою. З метою вибору найпріоритетнішого варіанту заходу зроблено порівняння існуючого режиму регульованого скидання високомінералізованих шахтних вод із ставка-накопичувача б. Свистунова у р. Інгулець з двома альтернативними, які могли б в більшій мірі відповідати нормативним вимогам до якості води водного об'єкта та вимогам водокористування.

На рисунку 3 представлено декомпозицію задачі вибору пріоритетного режиму регульованого скидання високомінералізованих шахтних вод з б. Свистунова до р. Інгулець за критеріями екологічно безпечного водокористування. При порівнянні варіантів були враховані супутні негативні впливи для водокористування у р. Дніпро внаслідок перекидання дніпровської води у верхів'я р. Інгулець каналом Дніпро-Інгулець для компенсації збільшених витрат води з Карачунівського водосховища.

Для аналізу побудованої ієрархії було залучено три експерти. Кінцеві результати визначення пріоритетів (рис. 4) відображають узгоджену думку цих експертів, загальна узгодженість схеми складає 0,02801.

Встановлено, що найбільший пріоритет має варіант режиму з подовженим періодом скидання високомінералізованих шахтних вод та оздоровчою промивкою (43,66 %), чим забезпечується як неперевищення фонові якості річкової води у період скидання, так і здійснення оздоровчої промивки у період зрошення.

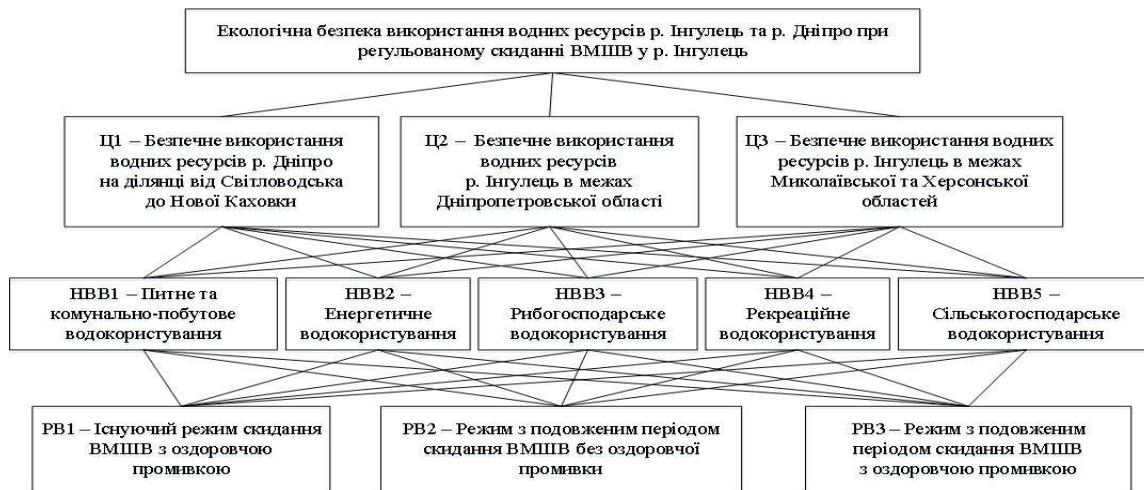


Рисунок 3 – Декомпозиція задачі вибору пріоритетного режиму регульованого скидання високомінералізованих шахтних вод з б. Свистунова до р. Інгулець

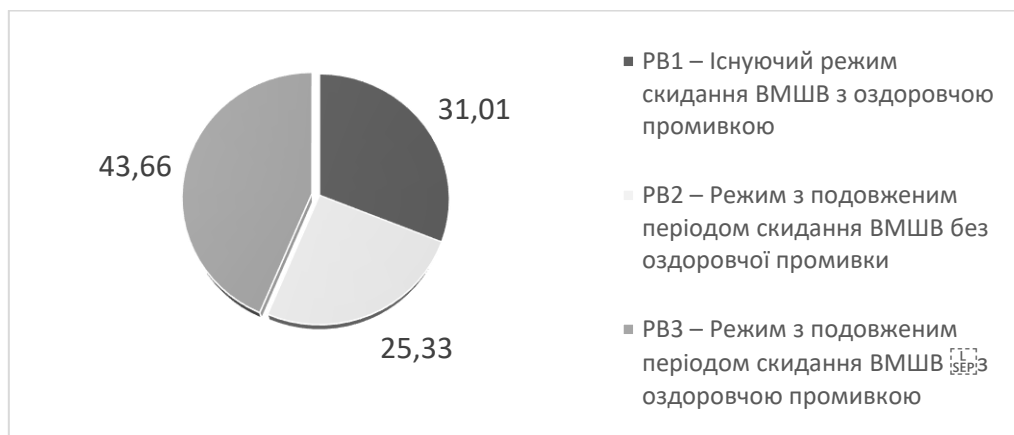


Рисунок 4 – Глобальні пріоритети альтернативних режимів регульованого скидання високомінералізованих шахтних вод з б. Свистунова до р. Інгулець

Впровадження обраного, за результатами аналізу, ієрархій режиму регульованого скидання високомінералізованих шахтних вод із ставка-накопичувача б. Свистунова забезпечить зменшення концентрації забруднюючих речовин на ділянці р. Інгулець нижче місця скидання та задоволення вимог водокористування на нижчерозташованих ділянках.

Література

1. Анищенко Л.Я. Управление экологической безопасностью гидроинженерных работ, проводимых с целью развития судоходства // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: IV Міжнародна наук. - практ. конференція. Алушта, 8-12 вересня 2008 р.: Зб. наук. ст. у 2-х т. / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2008. – Т. 1. – С. 281–288.
2. Анищенко Л.Я. Управление экологической безопасностью гидроинженерных работ, проводимых с целью развития судоходства // Екологічна безпека: проблеми і шляхи

вирішення: IV Міжнародна наук. - практ. конференція. Алушта, 8-12 вересня 2008 р.: Зб. наук. ст. у 2-х т. / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2008. – Т. 1. – С. 281–288.

3. Анищенко Л.Я. Теоретическое обоснование комбинированного метода принятия решений в задачах многокритериальной комплексной оценки воздействий и управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – 2009. – № 2. – С. 21–28.

4. Анищенко Л.Я. Выбор экологически безопасного варианта судового хода на основе многокритериальной комплексной оценки воздействий с применением экспертно-аналитических процедур / Л.Я. Анищенко, Б.С. Свердлов, Л.А. Писня // Проблемы охраны навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: Зб. наук. праць / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2009. – С. 38–60.

5. Аніщенко Л.Я. Управління екологічною безпекою глибоководного суднового ходу Дунай-Чорне море в період експлуатації в умовах кумулятивного впливу на біологічні об'єкти / Л.Я. Аніщенко, Б.С. Свердлов, Л.А. Писня // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2009. – № 1.– С.67 –76.

6. Аніщенко Л.Я. Оцінка пріоритетності варіантів здійснення планованої діяльності за критеріями екологічної безпеки / Л.Я. Аніщенко, Б.С. Свердлов, Л.А. Писня // Восточно-европейский журнал передовых технологий.– 2009.– № 4.– С. 22–28.

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Свердлов Б. С.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНА КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ВПЛИВІВ І УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ВОДОГОСПОДАРСЬКИХ СИСТЕМ МЕТОДАМИ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ

Водогосподарська система (ВГС) – це комплекс взаємопов'язаних водних об'єктів, гідротехнічних споруд, експлуатаційних та природоохоронних заходів (каскади гідроелектростанцій, суднові шляхи, ставки-накопичувачі, водосховища, днопоглиблювальні роботи, демпінг ґрунту, зарегулювання або перерозподіл стоку, скиди стічних вод тощо), що застосовується для раціонального водокористування. Будівництво та функціонування ВГС впливає на довкілля. Одна з основних особливостей оцінки такого впливу полягає в тому, що головна взаємодія здійснюється між спорудами та середовищем (гідросфера), яке зазнає істотних природних коливань та мінливості, а наслідки впливів можуть розповсюджуватись на значні території, включаючи особливо цінні угіддя та території сусідніх держав. Тому для адекватної реалізації існуючих національних процедур (ОВНС, ОВД, СЕО) оцінки імовірних впливів планованої діяльності на довкілля, виправданих альтернатив, заходів із запобігання можливим негативним наслідкам та компенсації шкоди довкіллю в УКРНДІЕП було розроблено методологію оцінки та управління екологічною безпекою таких споруд [1-12].

Наукове обґрунтування концепції розробленої методології виконано шляхом дослідження ВГС та навколишнього середовища як єдиної системи на принципах багатокритеріальності, що дозволяє аналізувати складну систему взаємодіючих і взаємозалежних складових впливів, встановлювати закономірності формування екологічної безпеки та з урахуванням цього розробляти практичні рекомендації щодо управління екологічною безпекою об'єктів ВГС. Для того, щоб обґрунтованість рішення була безсумнівною, процес виконання оцінок представлено у вигляді, який забезпечує наочність і доказовість прийнятих суджень, а також дозволяє вибудувати стратегію управління екологічною безпекою для кожного конкретного випадку. З цією метою поняття «вплив», що описує взаємодію суб'єкта та об'єкта впливу, моделюється у

вигляді структури, до якої включається блок зворотних зв'язків, через які можливе управління екологічною безпекою [5–7, 10]. Центральним елементом структури є первинні та вторинні, ініційовані наслідками первинних, процеси впливів. Розроблено таблиці можливих первинних і вторинних впливів для різних за класами водних об'єктів. На базі розробленої структури методами системного аналізу встановлюються джерела, фактори, процеси, наслідки впливів, виявляються ключові впливи та пропонуються природоохоронні заходи, які є найбільш дієвими на різних рівнях структури впливу, і на цій основі розробляється найбільш ефективна стратегія управління екологічною безпекою здійснюваної та планованої діяльності в рамках ВГС.

При такому підході ВГС та навколишнє середовище розглядаються як множина взаємопов'язаних та взаємодіючих елементів і підсистем різної фізичної якості, що утворюють неподільне ціле, що забезпечує виконання системою складної функції. Функція системи – її важлива характеристика, що розглядається з одного боку як призначення результатів, що встановлюються за призначенням системи.

Важливими поняттями системного аналізу діяльності, що оцінюється, є поняття «мета» та «ціль» системи, що залежать від стадії дослідження. Мета – це ідеальне спрямування, досягнення якого у прогностичний період неможливе, але до якого необхідно безперервно наближатись. Ціль (цілі) – кінцевий наслідок, досягнення якого можливе в певний проміжок часу, що відповідає часовим рамкам прогнозування (короткостроковий, середньостроковий чи довгостроковий прогнози), з тими параметрами, що закладені в систему. Розрізняти ці поняття дуже важливо, особливо при колективному, зокрема експертному, прийнятті управлінських рішень, а коректність формулювання цілі визначається реальними можливостями її досягнення.

Для уточненої оцінки вірогідності досягнення цілі використовуються критерії. Необхідність введення в систему критеріїв набуває особливого значення в задачах прийняття рішень щодо вибору варіанта планованої діяльності, який би найбільше відповідав означеній цілі.

В задачах, що вирішуються аналізом складних систем, ціль уточнюється кількома критеріями або субкритеріями.

Таким чином, пропонується процедури ОВНС, ОВД, СЕО реалізувати декількома задачами, кожна з яких представляється у вигляді складної системи, субкритерії, критерії та елементи якої формулюються в залежності від цілі оцінки, а весь комплекс таких задач представляє систему управління екологічною безпекою (СЕБ) діяльності, що оцінюється.

Для дослідження та розв'язання задач СЕБ розроблено комбінований (вербальний і формалізований) метод прийняття рішень, в якому поєднано розрізнені часткові оцінки впливів на компоненти довкілля, що реалізуються відомими методами, та експертно-аналітичні процедури, які включають формалізований процес прийняття рішень на підставі вербальних оцінок. Екологічні задачі моделюють у вигляді багаторівневих ієрархічних структур з урахуванням багатьох критеріїв, включаючи екологічні вимоги та транскордонні аспекти; на підставі експертних оцінок формуються матриці відносної важливості складових впливів, визначаються пріоритети серед всіх однорідних елементів ієрархії.

Для визначення пріоритетів у задачах комплексної оцінки впливів і управління екологічною безпекою використано метод аналізу ієрархій Т. Сааті [13], адаптований для задач, що розглядаються. Адаптація виконана шляхом розробки алгоритму комбінованого метода, моделей типових ієрархічних структур, таблиць визначень та характеристик зв'язків між елементами ієрархій, модифікованої шкали відносної важливості факторів[6, 7, 12].

Ці розробки враховані у програмному продукті, який скомпільовано за допомогою стандартної утиліти Qt Creator, версія бібліотеки Qt 5.9.8; ліцензія GPL. На відміну від більшості раніше розроблених відповідних програм у створеному програмному продукті передбачена побудова багаторівневих ієрархій для практично необмеженої кількості порівнюваних варіантів та враховуваних факторів; при побудові ієрархії та подальших розрахунках зберігаються усі проміжні кроки, що дозволяє повертатися до попередніх етапів аналізу і розрахунків для виправлення помилок та вдосконалення аналізу; паралельно з проведенням аналізу передбачено заповнення вербальної таблиці зв'язків між елементами ієрархії, що суттєво спрощує визначення складу підсистем ієрархії та ступеню переваги елементів кожної підсистеми при їх попарному порівнянні.

Література

1. Анищенко Л.Я. Принципы и критерии экологической безопасности гидротехнического строительства. // Проблемы охраны навколишнього середовища та екологічної безпеки: Зб. наук. Праць / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2007.- С. 90-103.
2. Анищенко Л.Я. Моделирование, прогноз и комплексная оценка воздействия на окружающую среду как система управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений // Проблемы охраны навколишнього

середовища та екологічної безпеки: Зб. наук. Праць / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2008.- С. 100-129.

3. Анищенко Л.Я. Комплексная оценка воздействия гидротехнического строительства на окружающую природную среду с применением экспертно-аналитических процедур // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. - № 1. – С. 43-49.

4. Анищенко Л.Я. Использование метода анализа иерархий для комплексной оценки воздействий протяженных гидротехнических сооружений // Оцінка впливу об'єктів господарської діяльності на навколишнє середовище (ОВНС). Безпека навколишнього природного, соціального та техногенного середовища: Дев'ята наук.-практ. Конференція. Ялта, 26-30 травня 2008 р. – Х.: УкрНДІІНТВ, 2008.- С. 43-48.

5. Анищенко Л.Я., Свердлов Б.С. Особенности оценки влияния на водную экосистему днопогребляющих работ у разных классов водных объектов // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 3. – С. 5-12.

6. Анищенко Л.Я. Теоретическое обоснование комбинированного метода принятия решений в задачах многокритериальной комплексной оценки воздействий и управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – 2009. - № 2. – С. 21-26.

7. Анищенко Л.Я. Комплексна оцінка впливів і управління екологічною безпекою протяжних гідротехнічних споруд: автореф. Дис.. д-р техн. н.: спец. 21.06.01 – екологічна безпека. Харків. 2011. 36 с.

8. Анищенко Л.Я., Свердлов Б.С., Писня Л.А. Выбор экологически безопасного варианта судового хода на основе многокритериальной комплексной оценки воздействия с применением экспертно-аналитических процедур // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: Зб. наук. праць / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2009. – С. 38-60.

9. Анищенко Л. Я., д-р. техн. наук, доцент, Писня Л. А., канд. техн. наук, Полозенцева В. О., канд. техн. наук, Свердлов Б. С. Комплексна порівняльна багатofакторна оцінка пріоритетності заходів щодо підвищення екологічної безпеки поводження з високомінералізованими шахтними водами на прикладі водогосподарської системи р. Інгулець. // XVII міжн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наук. ст. / УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2021. С.

10. Анищенко Л.Я. Системний аналіз якості навколишнього середовища. Курс лекцій для здобувачів ступеня доктор філософії за спеціальністю 101 «Екологія» (Затверджено Вченою радою УКРНДІЕП Протокол №3 від 17.07.2020 р.). – 88 с.

11. Розроблення проекту нової редакції методичних рекомендацій щодо змісту матеріалів оцінки впливів діючих об'єктів на навколишнє середовище. Звіт про НДР /УКРНДІЕП. – Х., 2017 (ДР № 0117U001485) – 177 с.
12. Розроблення «Методичних рекомендацій щодо впровадження комплексної багатофакторної екологічної оцінки при реалізації процедур СЕО». Звіт про НДР / УКРНДІЕП. – Х., 2020 (ДР № 0120U01412).- 142 с.
13. Саати Т. Принятие решений при зависимостях и обратных связях: Аналитические сети / Пер. с англ./ науч. Ред. А.В. Андрейчиков, о.Н. Андрейчикова.- М.: изд-во ЛКИ, 2008. – 360 с.

Барбашев С. В., д-р техн. наук;

Назаришин В. С., магістрант

Державний університет «Одеська політехніка»

ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕДІНКИ АМЕРИЦІЯ - 241 ЧОРНОБИЛЬСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ

При аварії на ЧАЕС ближня зона аварії (10 - 100 км) була сильно забруднена паливною компонентою радіоактивних випадінь, зокрема $^{239, 240}\text{Pu}$ і ^{241}Am , у вигляді чітко виражених слідів: західного, північного і південного (рис.1).

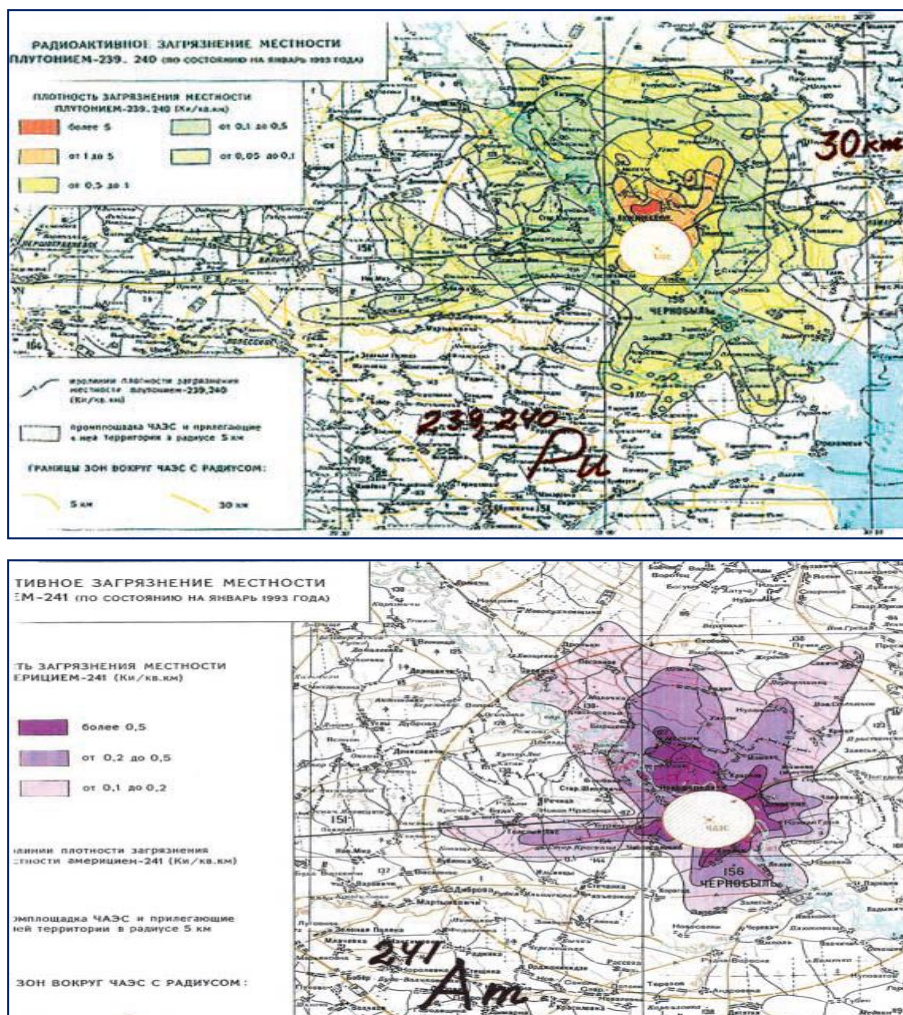


Рисунок 1 – Карты забруднення ближньої 30-км зони аварійної ЧАЕС паливними частинками $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{241}Am (травень 1986 р.) [1]

Схожа картина забруднення ґрунтів ближньої зони ЧАЕС $^{239 + 240}\text{Pu}$ (рис.2) була отримана в 1991-1992 роках співробітниками кафедри АЕС Одеського політехнічного інституту (зараз Державний університет «Одеська політехніка») при проведені

комплексу робіт, спрямованих на уточнення радіаційного забруднення 10-км зони ЧАЕС радіонуклідами, викинутими в навколишнє середовище при аварії, у т.ч. радіонуклідами паливної компоненти випадінь [2].

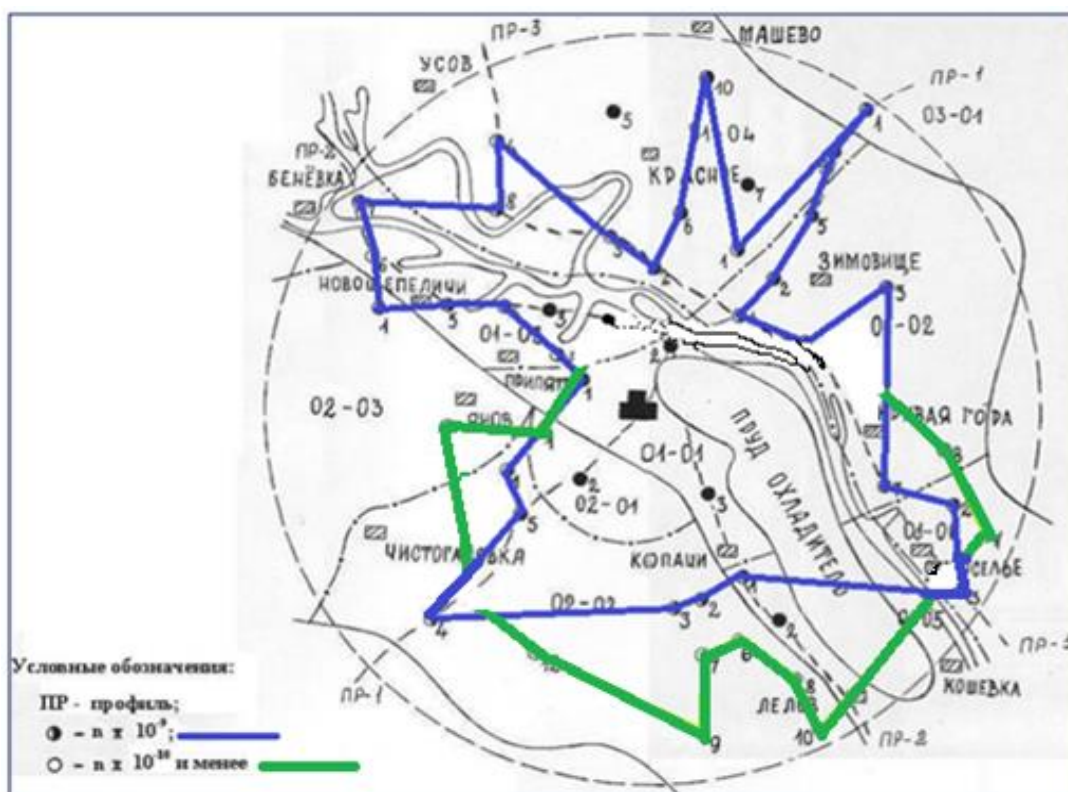


Рисунок 2. – Контур розподілу $^{239+240}\text{Pu}$ за питомою активністю (Ки/кг) по території ближньої зони ЧАЕС (10 км), побудована за даними ОПІ [2]

Треба сказати, що такі радіонукліди, як ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{154,155}\text{Eu}$, $^{237,239}\text{Np}$, $^{238-242}\text{Pu}$, $^{241,243}\text{Am}$, $^{242,244}\text{Cm}$, були викинуті з аварійного блоку тільки у складі паливних частинок.

З плином часу одним з найбільш небезпечних радіонуклідів, які утворилися внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, стає α -активний ^{241}Am , який утворюється в ядерному реакторі при захопленні нейтрона ураном-238 і його розпаді по ланцюжку $^{239}\text{Pu} - ^{240}\text{Pu} - ^{241}\text{Pu} - ^{241}\text{Am}$.

Америцій - це єдиний з радіонуклідів, у якого спостерігається зростання активності з часом. Загальна активність ^{241}Am в навколишньому середовищі досягне максимуму в 2058 році, після чого почне поступово знижуватися (рис.3). Це пікове значення невелике в порівнянні з первинними рівнями ^{241}Pu . Згодом, ^{241}Am буде найбільш істотним з решти чорнобильських радіонуклідів, хоча і з незначною активністю [3].

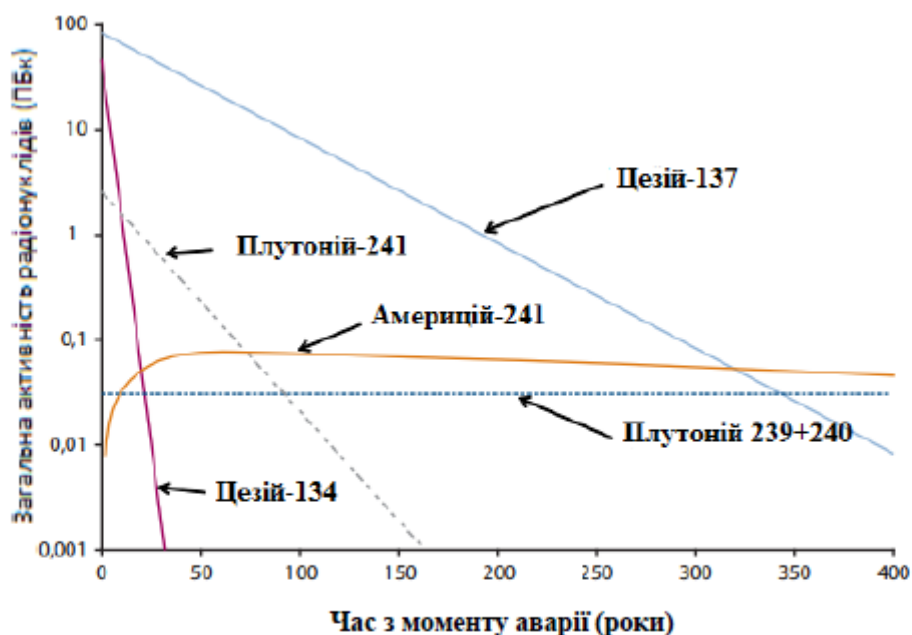


Рисунок 3 – Активність чорнобильських довгоживучих радіонуклідів у навколишньому середовищі через роки після аварії на ЧАЕС [3]

Екологічна небезпека, викликана забрудненням навколишнього середовища ^{241}Am , як раз і обумовлена зростанням його активності з часом. Співвідношення активностей $^{241}\text{Am} / ^{241}\text{Pu}$ з кожним роком збільшується. Якщо відразу ж після аварії в 1986 році воно становило $0,13 \pm 0,03$, то за наступні 30 років цей показник збільшився в 20 разів за рахунок розпаду ^{241}Pu і накопичення ^{241}Am [4].

З огляду на великий період напіврозпаду америцію-241 (432 роки), радіоекологічна та радіобіологічна проблема його дії на природне середовище та людину буде актуальною на забруднених територіях ще багато років. Америцій концентрується переважно в верхніх шарах ґрунту. Однак, на відміну від ізоотопів плутонію, рухливість яких становить 4-15%, рухливість ^{241}Am істотно вище (~ 30%), що збільшує ймовірність його попадання по харчових ланцюжках в живі організми [4].

Результати досліджень міграції радіонуклідів в ближній зоні ЧАЕС [2,5] свідчать про інтенсивну вертикальну і слабку горизонтальну їх міграцію, у т.ч. ^{241}Am та ізоотопів плутонію.

Відзначається, що близько 50% активності ^{241}Am і $^{238-240}\text{Pu}$ знаходиться на глибині 0 - 10 см, тобто в області активної біологічної взаємодії.

Крім того, було показано, що:

- післяаварійне забруднення ґрунту визначається складною взаємодією атмосферних явищ з ландшафтами, в тому числі з рельєфом місцевості, і характеризується малою динамікою;

- ландшафтно-геохімічні особливості території, яка була забруднена радіонуклідами внаслідок аварії, в перші роки після аварії (~ 5 років) не вносять значимого внеску в перерозподіл (міграцію і накопичення) радіонуклідів на місцевості. Можна очікувати, що їх вплив почне помітно проявлятися не раніше, ніж через 10 - 15 років. У цей період ландшафтно-геохімічні особливості місцевості стануть головними і визначальними радіаційну обстановку в зоні, що постраждала від аварії.

Довгий час вважалося, що важкі радіоактивні ізотопи, такі як трансуранові елементи, не могли переміщатися в радіоактивній хмарі після чорнобильської аварії на великі відстані.

Але на даний момент виявлено, що навіть на значній відстані від ЧАЕС, виявляються радіонукліди чорнобильського походження, у т.ч. важкий ^{241}Am , які благополучно подолали по повітрю великі відстані і випали на поверхню землі [6].

Це вказує на необхідність проведення досліджень динаміки активності трансуранових ізотопів не тільки в зоні відчуження ЧАЕС, а й в інших, навіть далеких регіонах, які підпали під вплив чорнобильської аварії.

На підставі сказаного вище щодо ^{241}Am , можна зробити висновок про те, що дослідження поведінки цього радіонукліда в довкіллі залишатимуться актуальними протягом тривалого часу.

Хоча в даний час трансуранові елементи мають незначну радіологічну значимість в порівнянні з ^{90}Sr і ^{137}Cs , подальші їх дослідження підвищать точність прогнозів забруднення навколишнього середовища в найбільш довгостроковому плані (від сотень до тисяч років).

Радіоекологічні дослідження на територіях, які підпадають під вплив викидів і скидів АЕС, повинні спиратися на перевірену на практиці методологію радіоекологічного моніторингу (РЕМ АЕС). Тільки таким шляхом можна буде отримувати достовірні, представницькі і порівнянні результати рівної точності при вимірах по всій території, що вивчається.

Методологія РЕМ АЕС повинна враховувати екологічні особливості навколишнього середовища (типи ландшафтів, геохімію ландшафтів і т.п.), міграційні характеристики навколишнього середовища (метеоумови, стоки, геохімічні бар'єри, місця накопичення і т.п.) і інші чинники, що визначають радіаційний вплив на населення і навколишнє природне середовище. Науковою основою методології РЕМ АЕС має бути вчення про екосистеми і геохімії ландшафтів.

Така методологія була створена в ОПІ і апробована при організації і веденні РЕМ наземних екосистем в районі розташування споруджуваної Одеської АТЕЦ, Запорізької АЕС, що експлуатується, і Чорнобильської АЕС (до і після аварії) [2].

РЕМ ЧАЕС, проведений співробітниками ОПІ в доаварійний і післяаварійний періоди за єдиною методологією, принципами і методиками, підтверджує правильність і працездатність підходів, покладених в основу системи моніторингу навколишнього середовища в районах впливу АЕС, який має широку інформативність, а його результати є представницькими і достовірними.

Звідси випливає **пропозиція** авторів даної статті: довгострокове вивчення і прогнозування радіаційної обстановки в післяаварійний період проводити з використанням розробленої методології РЕМ АЕС, що дозволить отримувати об'єктивні результати.

Дотримуючись такої методології, мережу пунктів моніторингу пропонується формувати на підставі ландшафтно-геохімічного районування досліджуваної території і даних, що враховують вплив ландшафтно-геохімічних особливостей на розподіл по території різних радіонуклідів станційного походження.

Для вивчення протягом тривалого часу динаміки змісту, розподілу і міграції трансуранових радіонуклідів в ґрунтах, рослинності та в інших об'єктах навколишнього середовища в 30-км зоні відчуження, за основу пропонується взяти мережу пунктів моніторингу, сформовану спеціально для РЕМ ЧАЕС в доаварійний період [2], а також для РЕМ ближньої зони ЧАЕС в післяаварійний період (рис.4), за допомогою якої були отримані результати, застосовані при плануванні протирадіаційних і реабілітаційних заходів.

В даний час у деяких дослідників існує думка про те, що подальші дослідження трансуранових елементів навряд чи внесуть суттєві поправки до програми радіологічного захисту територій, які зазнали впливу Чорнобильської аварії. Незважаючи на це, автори статті вважають, що їх треба продовжувати задля розширення наших знань щодо поведінки таких радіонуклідів у навколишньому середовищі.

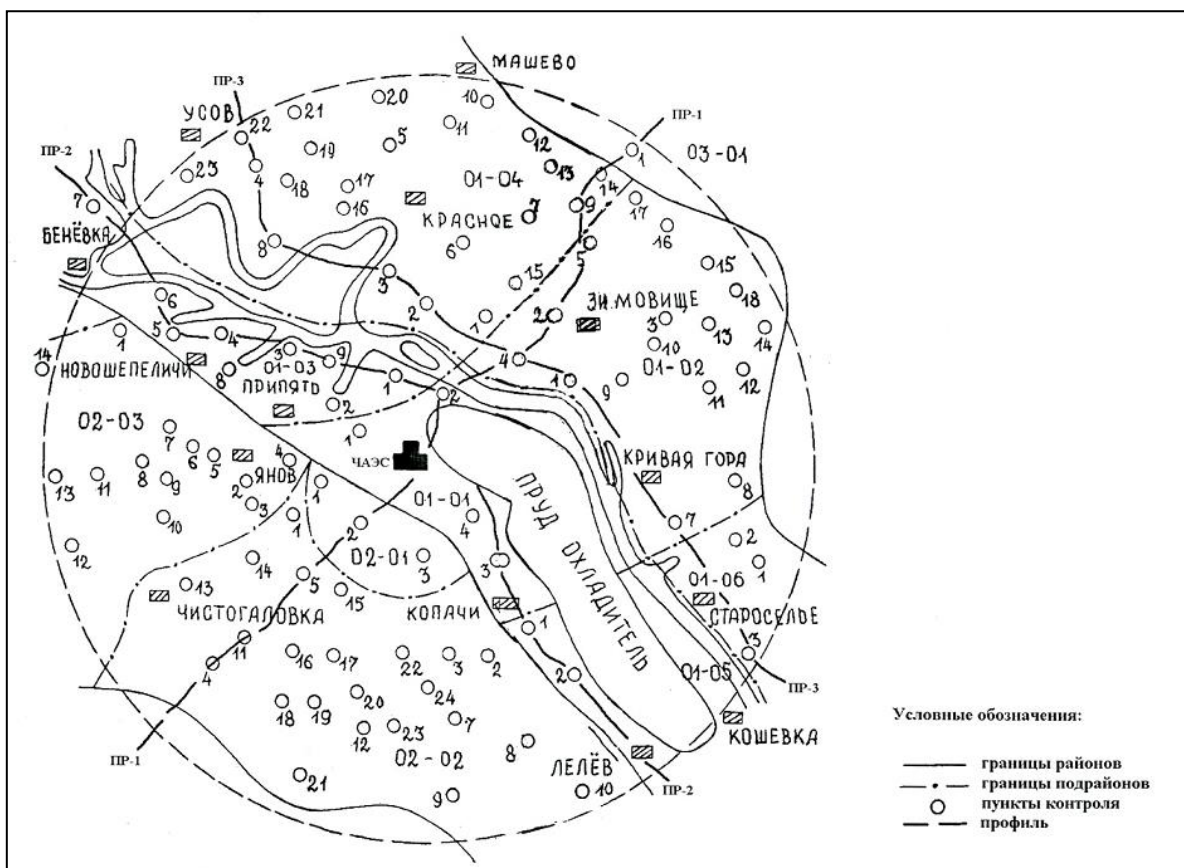


Рисунок 4 – Схема районування території радіусом 10 км навколо Чорнобильської АЕС та мережа пунктів моніторингу в післяаварійний період [2]

Література

1. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции. М.:Изд-во «Комтехпринт», 2006. 28с.
2. Барбашев С. В. Система комплексного радиоэкологического мониторинга районов расположения АЭС Украины: дис. доктора техн. наук: спец. 05.14.14 «Теплові та ядерні енергоустановки». Одесса, 2009. 394 с.
3. Последствия облучения для здоровья человека в результате Чернобыльской аварии. Научное приложение к докладу НКДАР ООН 2008 г. Нью-Йорк, 2012.173 с.
4. Америций-241. *Википедия: свободная энциклопедия.*
URL:<https://ru.wikipedia.org/wiki/Америций-241> (дата обращения:03.07.2021).
5. Желтоножская М.В.,Кулич Н.В.,Липская А.И.,Музалев П.Н. Исследование поведения радионуклидов чернобыльского происхождения на территории опытных полигонов в ближней зоне ЧАЭС. *Ядерна фізика та енергетика.* 2010.т.11. №3., С.294-301.
6. Плотников М.А.Обнаружение америция-241в природной среде Пензенского региона. *Известия ПГПУ.* 2007. №3(7). С.307-308.

Борисенко О. М., канд. техн. наук, доц.

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків

ЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА ВИРОБНИЦТВА ПЕРИКЛАЗОШПІНЕЛЬНИХ ВОГНЕТРИВІВ ДЛЯ ФУТЕРУВАННЯ ЦЕМЕНТНИХ ОБЕРТОВИХ ПЕЧЕЙ

В останні десятиліття у виробництві вогнетривів для цементної промисловості спостерігається значний прогрес. Серед теплових агрегатів в цементній галузі найбільшого поширення набули обертові печі, експлуатація вогнетривкої кладки яких відбувається в дуже складних умовах. Крім хімічної взаємодії з продуктом випалу футерівка схильна до температурної напруги, що викликається перепадом температур, а також впливом механічного навантаження від тиску корпусу печі, багаторазово повторюваних знакозмінних навантажень на опорах. Довговічність футерівки обертових печей залежить від інтенсивності навантажень (хімічних, термічних, механічних), які діють на вогнетривкий матеріал футерівки.

Основні вимоги, які пред'являють до вогнетривких виробів для футерівки обертових печей: висока щільність та міцність на стик, низька пористість і газопроникненість, підвищена стійкість до стирання, низька теплопровідність, висока корозійна стійкість. Під час експлуатації на футерівку печі діє хімічна корозія з боку розплаву цементу, структурні навантаження, ушкодження в результаті розтріскування та відшарування [1 – 3].

Доволі довго для футерування цементних печей для випалу цементного клінкеру використовували периклазохромітові вогнетриви, які мають відмінну здатність до утворення захисного покриття на поверхні матеріалу під час експлуатації та високу стійкість до хімічної корозії [4, 5].

В якості основного компоненту таких вогнетривів використовують матеріали на основі MgO. Оксид магнію має високу температуру плавлення, володіє високою стійкістю до лужних флюсів і шлаків.

Вміст Cr₂O₃ у матеріали коливався у межах 3 – 18 %. На діаграмі стану MgO – Cr₂O₃ спостерігається широкий діапазон розчинності компонентів без утворення нових сполук (рис. 1), що і було узят за основу під час створення периклазохромітових вогнетривів.

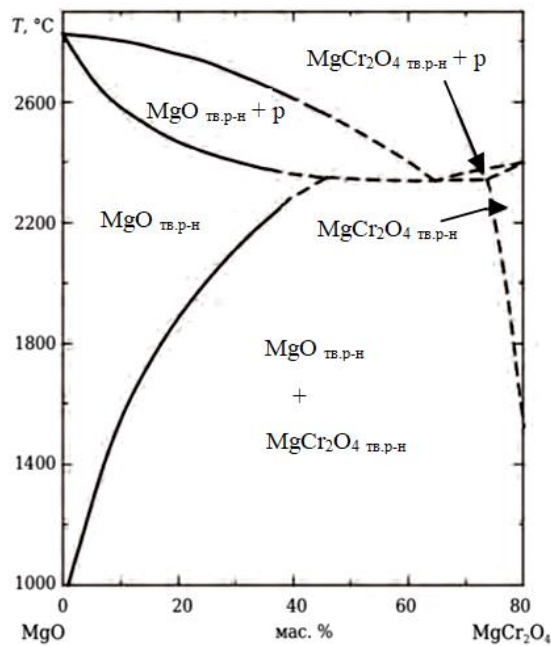


Рисунок 1 – Діаграма стану системи MgO – Cr₂O₃ [6]

Не дивлячись на ряд переваг використання периклазохромітових матеріалів для футерівки обертових цементних печей, їх виробництво було обмежено багатьма країнами. Це пов'язано з утворенням шестивалентного хрому Cr⁶⁺ у окисному середовищі в присутності лугів, який має алергенні та канцерогенні властивості. З вогнетриву Cr⁶⁺ потрапляє в цементний клінкер, а потім в цемент. Під час контакту з таким цементом є ризик негативного впливу на здоров'я людини. Також, сполуки на основі шестивалентного хрому є токсичними та потребують спеціальних умов утилізації.

Обмеження використання периклазохромітових вогнетривів стало рушійною силою для розробки нового екологічного виробництва вогнетривів з подібними або кращими властивостями.

Як альтернативу периклазохромітовим матеріалам, останні 20 років для футерівки цементних обертових печей широко використовують периклазошпінельні вогнетриви. Ці матеріали пройшли декілька еволюційних етапів:

- матеріали першого покоління засновані на використанні шпінелі in situ, яка формується під час випалу вогнетриву,
- матеріали другого покоління засновані на використанні попередньо сформованої шпінелі, що дозволяє підвищити термостійкість,
- матеріали третього покоління засновані на використанні як попередньо сформованої шпінелі, так і шпінелі in situ.

На жаль периклазошпінельні вогнетриви третього покоління не ідеальна заміна периклазохромітовим матеріалам, тому що вони за високих температур в умовах теплових навантажень характеризуються низькими експлуатаційними показниками.

Алюмомагнезіальна шпінель ($MgAl_2O_4$) була однією з перших використаних шпінелей. В системі $MgO - Al_2O_3$ шпінель є єдиною комплексною сполукою зі стехіометричним вмістом 28,2 % MgO та 71,8 % Al_2O_3 (рис. 2). У виробництві периклазошпінельних вогнетривів використовують шпінелі зі вмістом MgO більш ніж 28 % та при співвідношенні $MgO : MgAl_2O_4 = 1 : 1$.

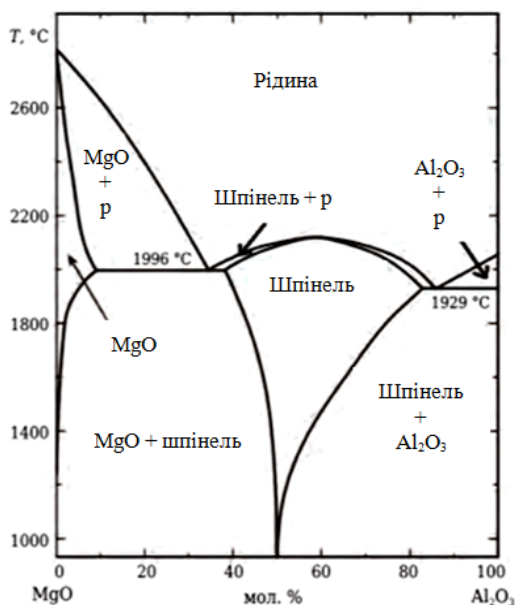


Рисунок 2 – Діаграма стану системи $MgO - Al_2O_3$ [7]

Алюмомагнезіальна шпінель у дослідників викликає значний інтерес завдяки своїм унікальним комбінаціям властивостей: високою температурою плавлення, значною твердістю, підвищеною хімічною стійкістю, опору до відшарування, гідратації та дії лугів [1]. Введення шпінелі, як другого компонента, до периклазу значно покращує експлуатаційні характеристики периклазошпінельних матеріалів. Також технологія виробництва периклазошпінельних вогнетривів є екологічно безпечною.

І сьогодні дослідники не припиняють роботу над вдосконаленням технології периклазошпінельних матеріалів, основною метою яких є підвищення строку експлуатації обортових цементних печей. В свою чергу це призводить до збереження енергоресурсів, тобто зменшення енергозатрат на холостий хід під час запуску печі та під час зупинці печі на ремонт, що досягається підвищенням термо- та корозійної стійкості нових матеріалів.

Для підвищення експлуатаційних характеристик периклазошпінельних вогнетривів до складу шихти під час їх виробництва додають різні модифікуючі добавки, наприклад, ZrO_2 [8, 9] або TiO_2 [10, 11].

Інший компонент зі структурою шпінелі, який вводять до периклазу для покращення термомеханічних властивостей матеріалів, це герциніт – єдина стабільна сполука в системі $FeO - Al_2O_3$ (рис. 3).

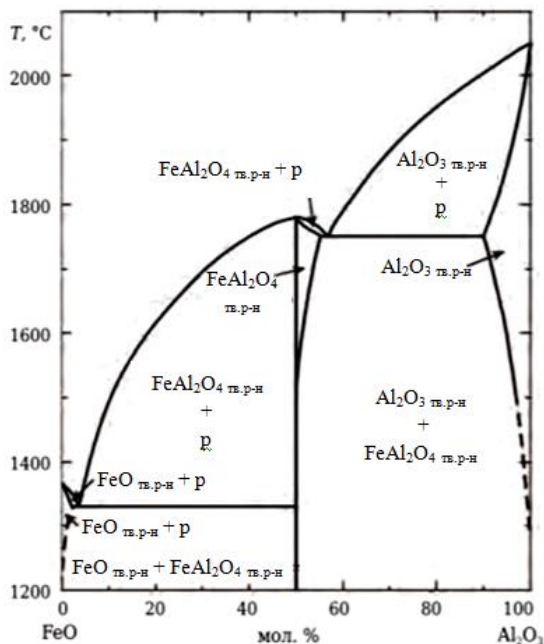


Рисунок 3 – Діаграма стану системи $FeO - Al_2O_3$ [12]

Герциніт може бути синтезовано у ході твердофазної реакції або плавлення. Також є спроби відносно низькотемпературного синтезу герциніту золь-гель методом [13].

Матеріали на основі герциніту мають відмінні механічні властивості, гнучкість, здатність до утворення захисного шару та корозійну стійкість у відновлювальному середовищі [14].

Поєднання різних типів шпінелей у складі вогнетриву, наприклад, алюмозалістної (герциніт) та алюмомагнезійної, сприяє більш інтенсивному утворенню рівномірної павутинної мікропористої структури за рахунок різного термічного розширення цих шпінелей, і як наслідок підвищення його стійкості до одночасного впливу високотемпературних і механічних навантажень [15,16].

Авторами запропоновано інноваційну технологію виробництва периклазошпінельних вогнетривів на основі системи $MgO - Al_2O_3 - FeO - TiO_2$. Базовим принципом якої є співіснування визначених комбінацій сполук із шпінельною кристалічною решіткою: ульвошпінель, кванділіт, алюмомагнезійна шпінель та

герциніт, також попутно можуть синтезуватися гейкеліт, ільменіт, тіаліт, карроїт і псевдобрукіт [17]. Таким чином, вирішується науково-технічна проблематика розроблення технології екологічно безпечних периклазошпінельних вогнетривів з підвищеною здатністю адаптувати фазовий склад та мікроструктуру до змін експлуатаційних параметрів, що спрямована на зниження собівартості цементного клінкеру та збереження енергоресурсів за рахунок збільшення експлуатації футерівки обертових печей для випалу цементного клінкеру.

Література

1. Чэнь Д., Янь М., Лиу Д., Цзян П., Ли Б., Сунь И. Влияние микроструктуры на образование поврежденного слоя на периклазогерцинитовых изделиях. *Новые огнеупоры*. 2016. 1 (5). С. 39–43. doi: 10.17073/1683-4518-2016-5-39-43.
2. Shubin V. I. Design and service conditions of the refractory lining for rotary kiln. *Refract. Ind. Ceram.* 2001. Vol. 42, № 3. P. 130–136.
3. Shubin V. I. Mechanical effects on the lining of rotary cement kilns. *Refract. Ind. Ceram.* 2001. Vol. 42, № 5. P. 245–250.
4. Obregón Á., Rodríguez-Galicia J. L., López-Cuevas J., Pena P., Baudín C. MgO–CaZrO₃-based refractories for cement kilns. *Journal of the European Ceramic Society*. 2011. 31 (1-2). P. 61–74. doi:10.1016/j.jeurceramsoc.2010.08.020.
5. Guangping liua, nan lia, wen yana, changhe gaob, wei zhoub, yuanyuan lia. Composition and microstructure of a periclase-composite spinel brick used in the burning zone of a cement rotary kiln. *Ceramics international*. 2014. Vol. 40, № 6. P. 8149–8155. Doi: 10.1016/j.ceramint.2014.01.010get
6. Alper A. M., McNally R. N., Doman R. C., Keihn F. G. Phase equilibria in the system MgO–MgCr₂O₄. *J. Am. Ceram. Soc.* 1964. Vol. 47. P. 30–33.
7. Mao H. H., Selleby M., Sundman B. A reevaluation of the liquid phases in the CaO–Al₂O₃ and MgO–Al₂O₃ systems. *CALPHAD*. 2004. Vol. 28. P. 307–312.
8. Ceylantekin R., Aksel C. Improvements on the mechanical properties and thermal shock behaviours of MgO-spinel composite refractories by ZrO₂ incorporation. *Ceramics International*. 2012. 38(2). P. 995–1002. doi:10.1016/j.ceramint.2011.08.022.
9. GAO Zhenxin. Phase relationship at subsolidus temperature of MgO–MgAl₂O₄–ZrO₂ subsystem. *China's refractories*. 2020. Vol. 29 (1). P. 1-6. doi: 10.19691/j.cnki.1004-4493.2020.01.001.

10. Ghanbarnezhad S., Nemati A., Bavand-Vandchali M., Naghizadeh R. Effect of TiO₂ in spinel formation and reactive sintering of magnesia-rich ceramics. *Int. J. Eng. Adv. Technol.* 2013. 2(3), P. 85–87.
11. Kusiorowski R. Effect of titanium oxide addition on magnesia refractories. *Journal of the Australian Ceramic Society.* 2020. 56. P. 1583–1593. doi: 10.1007/s41779-020-00502-z.
12. Fischer W. A., Hoffmann A. Das zustandsschaubild eisenoxydul aluminiumoxyd. *Arch. Eisenhuettenwes.* 1956. Vol. 27. P. 343–346.
13. Otraj S. Synthesis of Hercynite under Air Atmosphere using MgAl₂O₄ Spinel. *Materials Science.* 2015. 21(2). doi:10.5755/j01.ms.21.2.5866.
14. Contreras J. E., Castillo G. A., Rodríguez E. A., Das T. K., Guzmán A. M. Microstructure and properties of hercynite-magnesia-calcium zirconate refractory mixtures. *Materials Characterization.* 2005. 54(4-5). P. 354–359. doi:10.1016/j.matchar.2004.12.005.
15. Södje J., Uhlendorf S., Klischat H.-J. Aspects of Elastification Reactions in Basic Cement Kiln Bricks. *Refractories WORLDFORUM.* 2013. Vol. 5. Issue 4. P. 53–62.
16. Geraldo Eduardo Gonçalves, Graziella Rajão Cota Pacheco, Modestino Alves de Moura Brito, Sérgio Luiz Cabral da Silva, Vanessa de Freitas Cunha Lins. Influence of magnesia in the infiltration of magnesia-spinel refractory bricks by different clinkers. *Rem: Rev. Esc. Minas.* 2015. Vol. 68. Issue. 4. P. 409–415. doi: 10.1590/0370-44672014680117.
17. Borisenko O., Logvinkov S., Shabanova G., Mirgorod O. Thermodynamics of Solid-Phase Exchange Reactions Limiting the Subsolidus Structure of the System MgO–Al₂O₃–FeO–TiO₂. *Materials Science Forum.* 2021. Vol. 1038. P. 177–184. doi: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.1038.177>.

Варламов Г. Б., д-р техн. наук, проф.;

Романова К. О., канд. техн. наук, доц.;

У Цзунянь, аспірантка;

Мітченко І. О. магістрант

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

КОМПЛЕКСНІ ЗАСАДИ ЗАСТОСУВАННЯ МАЛОВИТРАТНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ РЕАБІЛІТАЦІЇ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ОБ'ЄКТІВ

Сучасний розвиток людської цивілізації неможливий без енергозабезпечення виробництва, відпочинку та створення комфортних умов життєдіяльності як суспільства в цілому, так і кожної людини окремо. Особливо комфортні умови потрібні узимку, оскільки зовнішня температура не сприяє активній діяльності людей [1].

Відомо, що у мегаполісах комфортні умови виробництва і життєдіяльності створюються централізовано від тепло- енергогенеруючих об'єктів, на яких головними є котельні установки.

Одночасно з цим, відомо, що первинним джерелом енергії на цих теплоенергетичних об'єктах є органічне паливо і що обладнання для спалювання і енергоперетворення є фізично та морально застарілим. Окрім низької ефективності ці об'єкти характеризуються високими значеннями питомих викидів шкідливих речовин в атмосферне повітря [2].

Під час енерговиробництва такі об'єкти теплоенергетичної галузі викидають у довкілля понад 60% шкідливих речовин від загальної кількості техногенних викидів.

Тому задача зниження забруднення від процесів енерговиробництва є найбільш актуальною у загальному масштабі забезпечення екологічних умов промислової діяльності в країні [3].

Ратифікація Україною у 2016 році умов Паризького протоколу (2015р.) [4] щодо відповідності екологічним показникам виробничих процесів актуалізують питання прийняття та реалізації конкретних дій, заходів та технологій, які здатні суттєво знизити забруднення атмосферного повітря шкідливими та парниковими газами.

Досягнення цілей сталого низьковуглецевого розвитку всіх галузей економіки та підвищення рівня здатності суспільства адаптуватися до несприятливих наслідків зміни клімату повинні стати головним напрямком діяльності Уряду країни, що

підтверджується нормативними державними документами щодо скорочення обсягу викидів парникових газів [5-7], основними джерелами яких в Україні є промисловість, енергетика і транспорт.

Енерговиробництво має об'єктивні характеристики функціонування і певні особливості свого подальшого розвитку. Діяльність енергетичних об'єктів ґрунтується на аксіомах і принципах, дотримання яких дає гарантії якісного та ефективного розвитку з позитивною динамікою [8].

Перша аксіома: «Енергетика – вагомий фактор функціонування та розвитку держави» фіксує цю галузь як пріоритетною для будь-якої країни, що прагне самостійності та розвитку національного суспільства.

Держави, що спираються на реалізацію цієї аксіоми, завжди мають переваги і гарантії успішного існування і розвитку.

Друга аксіома: «Темпи зростання енерговиробництва повинні випереджати сумарний темп розвитку енергоспоживання усіх галузей держави разом узятих» за своєю суттю диктує одночасно алгоритм та завдання для успішного без кризового розвитку країни на довгу перспективу. Дотримання послідовної політики держави у реалізації цієї другої аксіоми гарантує успішний розвиток будь-якої галузі економіки і країни в цілому.

Визнання об'єктивності даних аксіом приводить до логічного осмислення умов функціонування і розвитку не тільки енергетичної галузі, а і країни в цілому за об'єктивними принципами.

Перший принцип: «Принцип сталого розвитку» зобов'язує керівництво держави розробити та реалізувати певні заходи, важелі та закони щодо стабільності функціонування усіх найважливіших галузей економіки і особливо енергетичної галузі. Реалізація даного принципу не означає встановлення планової економіки, а зобов'язує керівництво держави розробити заходи, програми і закони, які б виступали важелями і інструментами регулювання об'єктивної взаємодії найважливіших галузей економіки у процесі своєї діяльності і розвитку.

Сталий розвиток енергетичної галузі дозволяє реалізувати не тільки гарантоване збільшення виробництва продукції інших галузей, а й сприяє стрімкому прогнозованому розвитку підприємств окремих галузей у найближчій перспективі, забезпечує потужностями щодо відкриття нових напрямів та форм виробничого сектора економіки, стимулює стабільність трудової зайнятості населення і соціальної сфери.

Наступним логічним за першим виступає другий принцип розвитку енергетичної галузі: «Принцип екологічної рівноваги», який ґрунтується на необхідності дотримання екологічних норм задля збереження довкілля у стані, придатному для життя людей.

Даний другий принцип в державі повинен реалізуватися за наступним видом: «Темп зростання екологічної безпеки енерговиробництва повинен бути вищим за темп зростання енергетичних потужностей енергетичних об'єктів». Він означає, що кожний новий енергетичний об'єкт при введенні в експлуатацію повинен мати рівень екологічної безпеки експлуатації вище, ніж у існуючих аналогічних за типом енергетичних об'єктів.

Нова енерго-екологічна парадигма (НЕЕП) розвитку суспільства ґрунтується на аналізі існуючого стану людської цивілізації [8,9] і висновках щодо подальшого розвитку, головним серед яких є необхідність забезпечення належного рівня екологічної безпеки довкілля на планеті.

Людська цивілізація наблизилася впритул до глобальної проблеми на планеті - Екологічної проблеми, від успішного вирішення якої залежить майбутнє життя на Землі [10]. Вона носить глобальний характер і стосується соціальної, освітньої, гуманітарної, економічної, промислової і, особливо, енергетичної сфер діяльності суспільства.

З аналізу стану енергетичної галузі [2] зрозуміло, що актуальною задачею і вкрай гострою для країни є необхідність підвищення надійності, рівня безпеки експлуатації застарілого обладнання, показників ефективності енергоперетворення, зниження питомих та валових викидів в атмосферне повітря шкідливих і парникових газів, твердих частинок, золи та недопалу твердого палива, зниження об'ємів зола- та шлаковідвалів, покращення показників якості скидних вод у природні водоймища.

Зрозуміло, що вирішення даної актуальної комплексної задачі покращення ситуації в енергетичній галузі і в країні на даному історичному етапі можливо декількома шляхами. Більш чітко можливо окреслити ці шляхи для енергетичної галузі.

Перший шлях-будівництво нових енергетичних об'єктів за сучасними технологіями з високими показниками енергетичної ефективності і екологічної безпеки. Реалізація цього шляху дозволить одразу вирішити наведені вище актуальні задачі і дозволить країні впевнено гармонійно розвиватися у перспективі.

Однак для реалізації такого шляху потрібно врахувати об'єктивну ситуацію в енергетичній галузі України, яка характеризується наступними особливостями:

1) більшість енергетичних об'єктів країни приватизовані і відсутня можливість державного керування їх діяльністю для вирішення не тільки глобальних задач, а

навіть неможливо вирішувати чи впливати на регіональні і локальні проекти з покращення показників енерго-екологічної ефективності;

2) у держави відсутня глобальна стратегія розвитку країни і немає жодних дієвих алгоритмів покращення існуючої ситуації;

3) у держави відсутні кошти на фінансування розробки і реалізації глобальних проектів з покращення ситуації в енергетичній сфері, яка об'єднує паливні, видобувні, переробні підприємства і об'єкти енергогенерування;

4) отримання закордонних інвестицій, позик чи здійснення інших фінансових операцій такого плану щодо вирішення цих актуальних задач малоймовірно з відомих причин;

5) продаж або передача в оренду енергетичних об'єктів закордонним фірмам та корпораціям неможлива й небезпечна втратою спочатку енергетичної, а потім і державної незалежності;

6) період проектування, тендерні процедури визначення виконавця проекту будівництва та сам процес будівництва енергетичних об'єктів навіть при оптимістичному сценарію може становити 5-8 років.

Дані особливості реалізації в Україні першого шляху вирішення задачі реабілітації енергетичної галузі вказують на низький рівень ймовірності його реалізації.

Другий шлях – проведення комплексної реконструкції енергетичних об'єктів має більш високі шанси для реалізації за рахунок менших фінансових витрат, однак ціла низка особливостей попереднього вищенаведеного шляху не покращує рівень ймовірності його реалізації.

Третій шлях – здійснення термінової та швидкоокупної модернізації головних установок, систем та пристроїв енергетичних об'єктів, здатної покращити показники енергетичної ефективності, екологічної безпеки та подовжити робочий моторесурс енергетичного обладнання.

Під час реалізації даного шляху доцільно ввести в енергетичній галузі економічні важелі виробництва енергії, які мають об'єктивний характер і здатні частково вирішити питання фінансування проведення модернізації [11,12].

Реалізація такого шляху реабілітації енергетичних об'єктів має певні переваги перед іншими шляхами:

1) короткі терміни реалізації;

2) відкривається можливість застосування вітчизняних технологій;

3) відсутня необхідність залучення закордонних інвестицій;

4) розвиваються власні вітчизняні підприємства та створюються нові висококваліфіковані робочі місця (позитивний соціальний аспект);

5) створюються умови для забезпечення у короткий термін відповідності показників експлуатації енергооб'єктів вимогам Європейських екологічних Директив [13,14];

6) подовжується моторесурс енергоустаткування і об'єктів, що створює умови для розробки і реалізації стратегії відновлення енергетичної галузі, проведення якісного проектування, накопичення ресурсів для поступової реконструкції існуючих енергетичних об'єктів і будівництва нових вискоефективних з високим рівнем екологічної безпеки.

Тому на даному етапі функціонування енергетичної галузі доцільно реалізувати третій шлях реабілітації із застосуванням маловитратних енерготехнологій з використанням певних переваг перед реалізацією інших шляхів.

Література

1. Енергетика: історія, сучасність і майбутнє. Багатотомне видання Т.І. Від вогню та води до електрики.-Київ, 2006.-304с.
2. Варламов Г.Б., Романова К.О., Мухін М.С., Коваленко Г.Д. Сучасні виклики техногенно-екологічній безпеці теплоенергетики України – нові горизонти /XV Міжнародна науково-практична конференція Екологічна безпека: Проблеми і шляхи вирішення м. Харків, 9-13вересня 2019, С.46-51.
3. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» //Відомості Верховної Ради (ВВР, 2019, № 16, ст.70 [Електронний ресурс]. – Режим доступу:<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19> (03.06.21).
4. Закон України «Про ратифікацію Паризької угоди»//Відомості Верховної Ради (ВВР), 2016, № 35, ст. 595. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1469-19> (10.06.21).
5. Про Національний план скорочення викидів від великих спалювальних установок // Розпорядження Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 року № 796-р. URL:<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/796-2017-%D1%80>
6. Енергетична стратегія України на період до 2035 року “Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність” URL: http://mpe.kmu.gov.ua/minugol/control/publish/article?art_id=245234085

7. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 18 серпня 2017 р. № 605-р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/605-2017-%D1%80> (19.06.21).
8. Варламов Г.Б., Ші Цзе. Устойчивое развитие в гармонии с природой: аксиомы и принципы новой энерго-экологической парадигмы. /Сталий розвиток — XXI століття: управління, технології, моделі. Дискусії 2018: колективна монографія / Міненко М.А., Бендюг В.І., Комариста Б.М. [та ін.]; НТУУ “Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського”; Національний університет “Кієво-Могилянська академія”; Вища економіко-гуманітарна школа / за наук. ред. проф. Хлобистова Є.В. — Київ, 2018. — 620 с., с.361-369. Ухвалено Вченою радою № 12; дата 14.12.2018.
9. Варламов Г.Б., Романова К.О. Новая энерго-экологична парадигма – виклик сучасній технічній освіті / Scientific and pedagogical internship `Professional developmentandpedagogicalexcellenceoflecturesintechinicalsciences`: Internship proceedings, 2 серпня-11 вересня 2020 року. Влоцлавек: Izdevnieciba `Baltija Publishing`, 2020. С.112-116.
10. Любчик Г.Н., Варламов Г.Б. Ресурсные и экологические проблемы глобального и регионального энергопотребления // Энергетика и электрификация.– 2002.– № 9.–С. 35-47.
11. Варламов Г.Б., Любчик Г.М. Аналіз доцільності впровадження економічних важелів екологічного регулювання енерговиробництва // Энергетика и электрификация.– 2003.–№8.–С. 49-56.
12. Варламов Г.Б. Екологічна таксація, як основа тарифікації енерговиробництва і джерело фінансування реабілітації теплоенергетики // Энергетика и электрификация.– 2003.–№11-12.–С. 27-32.
13. Директива Європарламенту та Ради ЄС 2001/80/ЄС «Про комплексне запобігання і контроль забруднень». Законодавство України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_913(15.07.21).
14. Директива Європарламенту та Ради ЄС 2010/75/ЄС «Про промислові викиди». Міністерство Юстиції: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://old.minjust.gov.ua/file/33301.docx>(15.07.21).

Варламов Г. Б., д-р техн. наук, проф.;

Романова К. О., канд. техн. наук, доц.;

Цзян Цзяньго, аспірант

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

Глазирін С. О., канд. техн. наук, зав. каф. теплоенергетики

Євразійський національний університет імені Л. Н. Гумільова, Нур-Султан, Казахстан

ЕКСПЛУАТАЦІЙНО-ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА ЗАДАЧІ СИСТЕМ ОХОЛОДЖЕННЯ ОБЧИСЛЮВАЛЬНИХ КОМПЛЕКСІВ

Життя сучасної цивілізації вже не можна уявити без цифрових технологій, які реалізуються як в компактних смартфонах, переносних мобільних комп'ютерах, так і в потужних обчислювальних комплексах. Масштаби проникнення обчислювальних цифрових операцій в сучасне життя характеризуються показниками збільшення в геометричній прогресії.

З огляду на зростаючий попит щодо збільшення швидкості обчислень, надійність і все більш складні алгоритми рахунку ємних фінансових операцій, обробки систем моніторингу динамічних процесів і складних науково-дослідних завдань актуальним і затребуваним напрямком розвитку обчислювальної техніки є створення суперкомп'ютерів з певними технічними, обчислювальними, економічними і екологічними показниками [1].

Збільшення швидкодії і об'єму обчислень сучасних обчислювальних комплексів (ОК) вимагає вирішувати комплексну задачу енергетичного і екологічного планів.

Енергетичне завдання вимагає вирішення в забезпеченні мінімізації енергії, що підводиться до ОК, максимально ефективного проведення обчислювальних операцій з одночасним ефективним охолодженням обчислювальних елементів з низьким рівнем коефіцієнту ефективності використання енергії (PUE). Відомо, що PUE характеризує відношення загальної потужності, що підведена до ОК, до потужності, що використовується тільки в обчислювальних операціях. Відповідно до статистичних даних, на систему охолодження витрачається біля 45 % від загальних витрат на електрику, ще 15–20 % енергії направляється на освітлення, перетворення току тощо. Тому важливо оптимізувати витрати на систему охолодження, висока якість роботи якої підвищує обчислювальні характеристики ІТ обладнання [2].

Екологічна задача вимагає розробки і рішення мінімізації негативного впливу на навколишнє середовище роботи ОК за рахунок зниження теплових викидів, зменшення відходів, які не перероблюються в процесі роботи обчислювальних комплексів і після виведення його з експлуатації.

Вирішення цих задач для малопотужних автономних або переносних комп'ютерів не вимагає особливих зусиль, оскільки для охолодження компонентів їх обчислювальних блоків використовується навколишнє повітря приміщення, де вони розташовані.

Для потужних обчислювальних комплексів і суперкомп'ютерів потрібно створення серйозних систем охолодження і рішення цих задач ускладнюється.

На сьогоднішній день, для таких комплексів використовуються кілька варіантів організації систем охолодження: повітряне охолодження, охолоджувальні системи із застосуванням теплових трубок, азотне охолодження, фреонове охолодження і рідинне охолодження.

Кожна з представлених систем має свої переваги і недоліки.

Повітряна система охолодження є найбільш простим і поширеним варіантом охолодження. На процесор, який нагрівається під час роботи, встановлюється радіатор з вентилятором. Тепло від процесора передається радіатору, який охолоджується повітрям, що подається на нього вентилятором. При такому способі охолодження холодоагентом є навколишнє повітря приміщення, де знаходиться комп'ютер. До недоліків такого охолодження слід віднести залежність ефективності охолодження процесора від температури повітря в приміщенні, яка в замкнутому просторі схильна до збільшення, зменшується ефективність охолодження, настає перегрів робочої зони комп'ютера, знижується його працездатність і швидкодія обчислювальних операцій. Крім того, вентилятори при роботі створюють шум на рівні 23 дБА. При збільшенні потужності комп'ютера і його обчислювальної здатності кількість вентиляторів в корпусі комп'ютера і рівень шуму від них збільшується.

Наприклад, для охолодження процесорів обчислювального комплексу (ОК) не високою продуктивності потрібно 12 вентиляторів. Крім процесорів необхідно охолоджувати чіпсет і оперативну пам'ять. У підсумку на охолодження такого ОК потрібно більше 20 вентиляторів, сумарний рівень шуму яких буде перевищувати 50 дБА. Крім шуму, в приміщенні, де розташований комп'ютер, необхідно підтримувати невисоку температуру на рівні 16-20 °С, щоб не настав перегрів робочих зон обчислювальних блоків. У приміщенні з таким шумом і температурою тривала робота персоналу по санітарним і екологічним нормам не дозволяється.

Більш ефективною є система охолодження потужних ОК із застосуванням теплових труб. Відомо, що використання фазового переходу в системах охолодження дозволяє збільшити коефіцієнт теплопередачі і створити компактну схему і форму тепло відведення від робочої обчислювальної зони (рис.1).

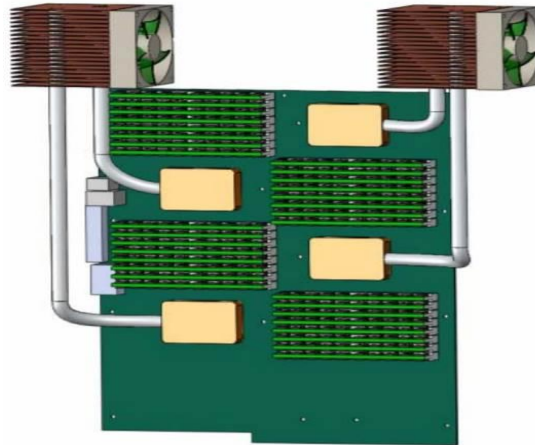


Рисунок 1 – Принципова схема локального охолодження робочих зон комп'ютера з використанням теплових труб

При використанні схеми охолодження комп'ютерів з використанням теплових труб вдається ефективно відводити теплоту від локальних зон нагріву обчислювального блоку і зменшити число вентиляторів, які обдувають радіатор. Крім того, така система охолодження має екологічні переваги в порівнянні з попередньою за рахунок зменшення шумових характеристик. До недоліків такої системи охолодження з використанням теплових трубок слід віднести залежність температури обчислювальних елементів від температури повітря приміщення, де знаходиться сам комп'ютер. В цьому випадку необхідно встановлювати додаткову систему охолодження самого приміщення [3].

Азотне охолодження знайшло застосування в області екстремальних розгонів комп'ютерів. Системи охолодження, в яких в якості холодоагенту використовується азот або гелій, дозволяє отримувати низькі температури на процесорах, тим самим дає можливість розганяти їх до дуже високих частот без ризику перегріву. Але застосування рідкого азоту (гелію) в системах охолодження ОК середньої і великої потужності неможливо через необхідність постійного поповнення системи азотом, який протягом роботи википає, неможливо зробити таку систему охолодження компактною, оскільки в цьому випадку ємність з холодоагентом повинна бути високою. Так само ємність з рідким азотом повинна перебувати над самим охолоджувальним процесором, отже, материнські плати повинні розташовуватися горизонтально, що

суттєво ускладнює загальну конструкцію ОК та збільшує його габаритні і вагові характеристики.

Фреонове охолодження вимагає створення замкнутого герметичного циклу, в якому утворення холоду відбувається в наслідок організації фазових переходів і циркуляції фреону по контуру. У циклі використовується комплекс обладнання, приладів і датчиків, головними з яких є компресор, конденсатор і випарник, який встановлюється на охолоджуваній елемент.

Система фреонового охолодження на основі фазових переходів застосовується в області екстремального охолодження вже розігнаних процесорів. Її застосування в охолодженні потужних ОК недоцільно у зв'язку з високою вартістю, великою вагою і значними експлуатаційними витратами, система займає велику площу і вимагає спеціального облаштування по санітарним і екологічним нормам, витратного обслуговування [4].

Крім того, з екологічної точки зору, до недоліків фреонового охолодження ОК відносяться високий рівень шуму, необхідність установки і якісного обслуговування системи контролю герметичності та неприпустимість витоків фреону, який здатний руйнувати озоновий шар атмосфери. Наприклад, випущений в атмосферу фреон R12 на одному континенті може збільшити потік ультрафіолету на іншому.

При використанні фреонів в системах охолодження потужних ОК необхідно враховувати, що холодоагенти з високим вмістом молекул водню є пожежонебезпечними, з малим вмістом фтору - володіють токсичністю, з малим вмістом водню - довго не розчиняються в атмосфері і є екологічно небажаними.

Активність холодогентів, яка руйнує озоновий шар, оцінюється величиною озоноруйнівного потенціалу, який може приймати значення від 0 (озонобезпечний холодоагент) до 13 (озоноруйнуючий холодоагент).

Наприклад, озоноруйнуючий потенціал R12 дорівнює 1,0; R22 - 0,05; R134a - 0; R407C – 0[5]. Однак, незважаючи на хороші показники озоноруйнівного потенціалу деяких фреонів, їх використання обмежене. Ідеального холодагента поки не існує. Ті холодоагенти, які не руйнують озоновий шар, за термодинамічними властивостями далекі від досконалості при використанні у системах охолодження, вимоги до холодоагентів постійно поповнюються новими обмеженнями. При виборі холодоагенту необхідно враховувати його комплексні термодинамічні та теплофізичні характеристики, які впливають на ефективність, експлуатаційні показники, конструктивні і експлуатаційні характеристики систем охолодження потужних кондиціонерів ОК.

З екологічної точки зору більш безпечною є рідинна система охолодження ОК. Наприклад, фахівцями ВНІЕФ [5] була реалізована конструкція одно контурної системи охолодження, яка дозволяє забезпечити відведення теплоти від потужного комп'ютера з 12 процесорними елементами (рис. 2).

За даними авторів [6] випробування такої рідинної системи охолодження обчислювальних елементів з використанням водоблоків для наведених режимів роботи показали достатній рівень значень критерію працездатності ОК, що стало підставою вважати, що спроектована система здатна забезпечити ефективне відведення теплової енергії при максимальному завантаженні обчислювальної плати (режим з максимальним виділенням теплоти).

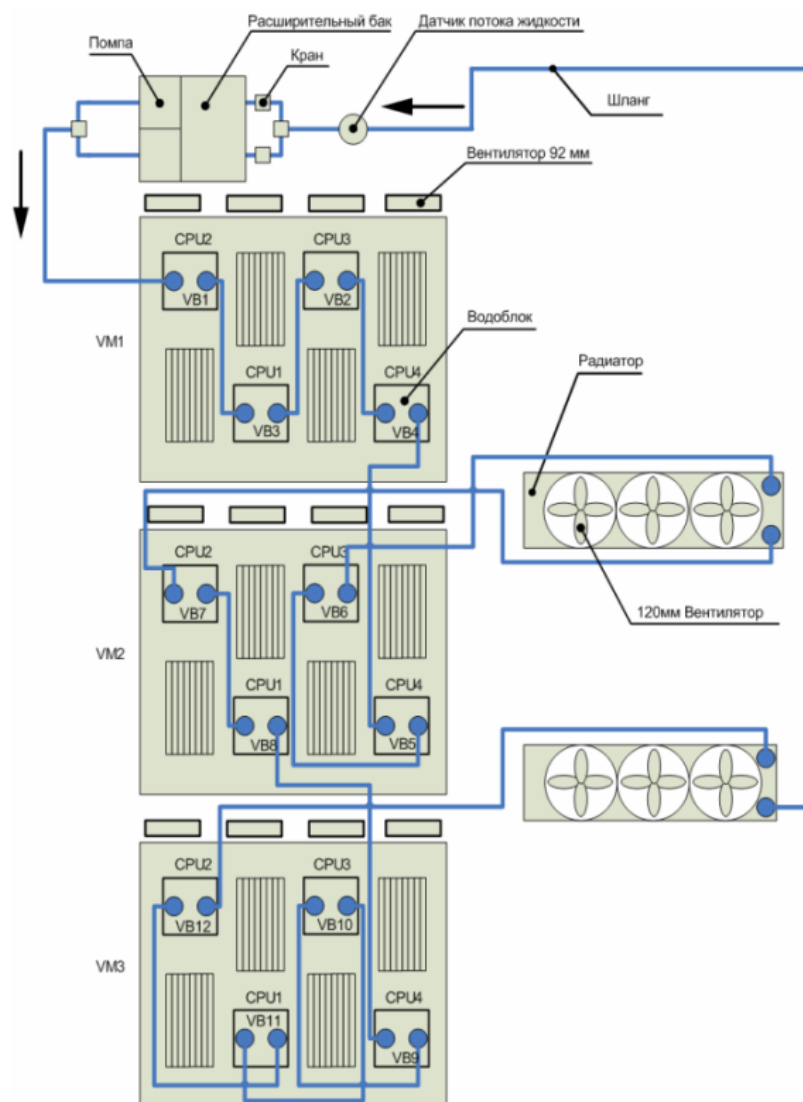


Рисунок 2 – Принципова схема одноконтурної рідинної системи охолодження ОК з 12 процесорами

Порівняльний аналіз показників теплової ефективності відведення теплоти від елементів ОК, що нагріваються, показує, що рідинні системи мають певні переваги перед іншими існуючими системами охолодження за рахунок зниження шуму в самому

приміщенні ОК, можливість виносити охолоджувальне обладнання (блоки повітряного охолодження робочої рідини) за межі приміщення, використовувати екологічно чисту рідину (дистильовану воду) тощо.

Разом з тим, дана кільцева замкнута система охолодження має значне споживання енергії на «власні потреби» електродвигунами потужних зовнішніх вентиляторів і насосного блоку (помпи), є не дешевим, вимагає створення і використання спеціальних рідинних магістралей з нержавіючих металів (сталь, мідь, латунь, різні сплави) [7], створення контактних майданчиків з високим коефіцієнтом теплопередачі в зоні відведення теплоти, ефективність такої системи охолодження залежить від температури зовнішнього повітря, яка змінюється протягом дня і місяця року і впливає на ефективність охолодження рідини повітрям.

Таким чином, з описаного вище матеріалу, видно, що зі збільшенням потужностей ОК, підвищення розряду їх обчислювальних характеристик одночасно збільшує і ускладнює завдання підвищення енергетичної ефективності PUE та забезпечення екологічної чистоти їх експлуатації у допустимих межах, актуалізує вирішення комплексу питань.

В цьому плані доцільним вбачається посилення напрямку створення ОК з комплексним урахуванням показників ефективності та екологічної чистоти у нових конструктивних та експлуатаційних характеристиках.

Раціональним вбачається необхідність створення нового типу систем охолодження ОК за рахунок проведення комплексної оптимізації питомих енерго-екологічних показників їх роботи в поєднанні з максимальними значеннями обчислювальних показників. Це дозволить максимально використовувати енергетичні переваги систем охолодження з мінімізацією негативних екологічних характеристик.

Література

1. И.И. Левин, А.И. Дордопуло, И. Каляев, Ю.И. Доронченко, М. Раскладкин Современные высокопроизводительные вычислительные системы с реконфигурируемой архитектурой на базе ПЛИС Xilinx Virtex-7 и VirtexUltraScale / Суперкомпьютерные дни в России 2015, стр. 435-446.
2. X. Zhang, K. Parhi. «High-speed VLSI architectures for the AES algorithm». IEEE Transactionson Very Large-Scale Integration (VLSI) Systems, vol. 12, no. 9, pp.957–967, 2004.
3. Жирков А. Жидкостное охлаждение для высокопроизводительных серверов / В записную книжку инженера / СТА 1/ 2017. С.96-103.

4. JohnD.Owens, David Luebke, Naga Govindaraju, Mark Harris, Jens Krüger, Aaron E. Lefohn, Tim Purcell. «A Survey of General-Purpose Computationon Graphics Hardware» Computer Graphics Forum, volume 24, number 1, 2007, pp. 80–113.
5. Шлыков С. Н., Дмитриев Н. А., Игрунов В. И., Лашманов В. Н., Стрюков В. Н., Шатохин А. В. Система жидкостного охлаждения универсальной компактной СУПЕР-ЭВМ / Техническая конференция. Саров, 26-28 октября 2019 г. / С. 659-663.
6. High Voltage Half Bridge Design Guidefor LMG3410x Family of Integrated GaNFETs . Application Report SNOA946A–April 2016–RevisedNovember 2018, p.1-21.
7. Bacho R.J. State regulation of financial services market sinterns of virtual currencies (crypto currencies) / R.Y. Bacho // Business Inform. - 2015. - № 11. - P. 294–298.

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;

Верниченко-Цветков Д. Ю., канд. біол. наук;

Ієвлева О. Ю., наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ДЕЯКІ ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ СЕРЕДНЬОРІЧНОГО СТОКУ ДУНАЮ ЗА ОСТАННІ РОКИ

Дослідження гідрологічних наслідків кліматичних змін останніх років для різних регіонів світу й річкових басейнів стають усе більш актуальною задачею, у тому числі з практичної точки зору, оскільки з кліматичними змінами пов'язана низка небезпечних погодних та гідрологічних явищ, а так також перспективи виникнення значного дефіциту водних ресурсів.

У звіті Міжурядової платформи зі змін клімату (IPCC) за 2007 рік [1] представлено глобальний прогноз зміни водності річок на найближчі десятиліття. За висновками цієї роботи, для України, як і для всього півдня Європи, прогнозується істотне зниження річкового стоку.

Дослідження щодо змін гідрологічного режиму та можливих гідрологічних наслідків кліматичних змін проводилися як для території України у цілому [2 - 4], так і для окремих річок, наприклад, таких, як Прут [5], Дністер [6], Псел [7], Ворскла [7].

Зокрема, констатується [4] зменшення останніми роками стоку малих і середніх річок на 10-20% на півночі України й на 20-50% на півдні; прогнозується [3] зниження річкового стоку на більшості території України, крім частини західного Полісся та деяких невеликих причорноморських річкових басейнів; також очікуються [2] такі ефекти, як зміни ресурсів поверхневого стоку, а також зменшення тривалості стійкого снігового покриву й співвідношення рідких і твердих опадів, що, з огляду на значну частку снігового живлення у річок східноєвропейського типу, має істотно вплинути не тільки на їх водність, але й на їх гідрологічний режим.

Дельта Дунаю визнана уразливою до можливих кліматичних змін [8]. Для басейну Дунаю прогнозується [9] підвищення середньорічних температур повітря, зниження кількості опадів й істотне скорочення річкового стоку.

Дослідження багаторічної динаміки й тенденцій змін водності Дунаю проводилося багатьма фахівцями, зокрема у наступних роботах [10 - 12].

Порівняння багаторічної динаміки витрат Дунаю в районі міст Рені та Ізмаїл [10], при вповні пояснюваному збігу років високих і низьких витрат, показало слабку тенденцією до зниження витрат води у районі Ізмаїлу, чого не спостерігалось у районі Рені (рис. 1).

У цьому зв'язку зазначимо, що певна диспропорція динаміки гідрологічних параметрів між створами Рені та Ізмаїлу, зумовлена перерозподілом стоку води й твердих наносів між Кілійським і Сулинським рукавами дельти Дунаю відзначалася нами у попередній роботі [11].

Зауважимо також, що аналіз сезонних особливостей багаторічної (починаючи з 1947 року) динаміки стоку Дунаю показав [12] загальну тенденцію до зниження стоку в певні місяці, зокрема у березні (рис. 2), коли водність була максимальною. Між тим, розглядаючи динаміку за останні роки, можна помітити, що зниження стоку було більш характерним для місяців низької водності (грудень-лютий).

З методичної точки зору, достатньо цікавий підхід був застосований при аналізі динаміки водності Оки [13]: окремо розглядалася динаміка водності по місяцях, причому тенденції встановлювалися окремо за попередні роки й за найближчий період, коли сучасні кліматичні зміни почали проявлятися у відчутних масштабах. Проведене порівняння показало різноспрямовані тенденції змін водності річки у різні місяці, причому іноді останніми роками змінювався й напрям цих тенденцій (рис. 3).

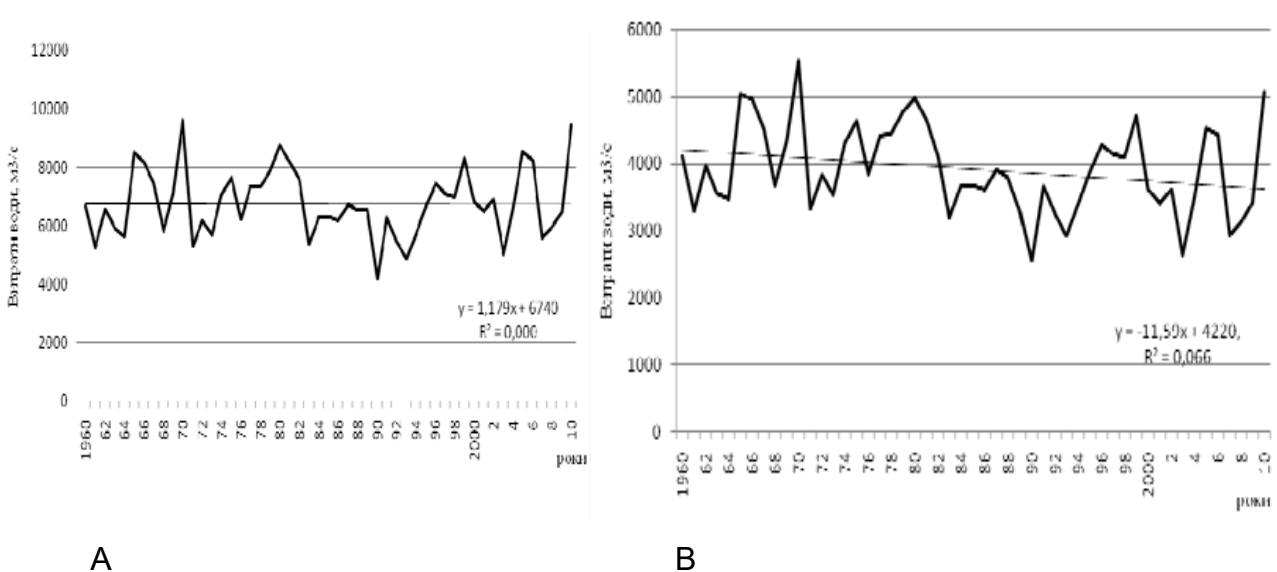


Рисунок 1 – Міжрічна динаміка середніх витрат води за 1960-2010 роки [10]
 А – Дунаю у межах м. Рені, В – Кілійського рукава дельти Дунаю у межах м. Ізмаїл

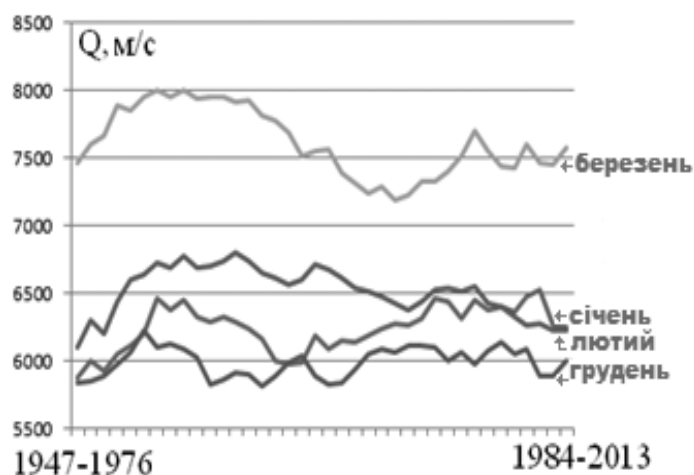


Рисунок 2 – Міжрічна динаміка надходження води з Дунаю в Чорне море по місяцях [12]

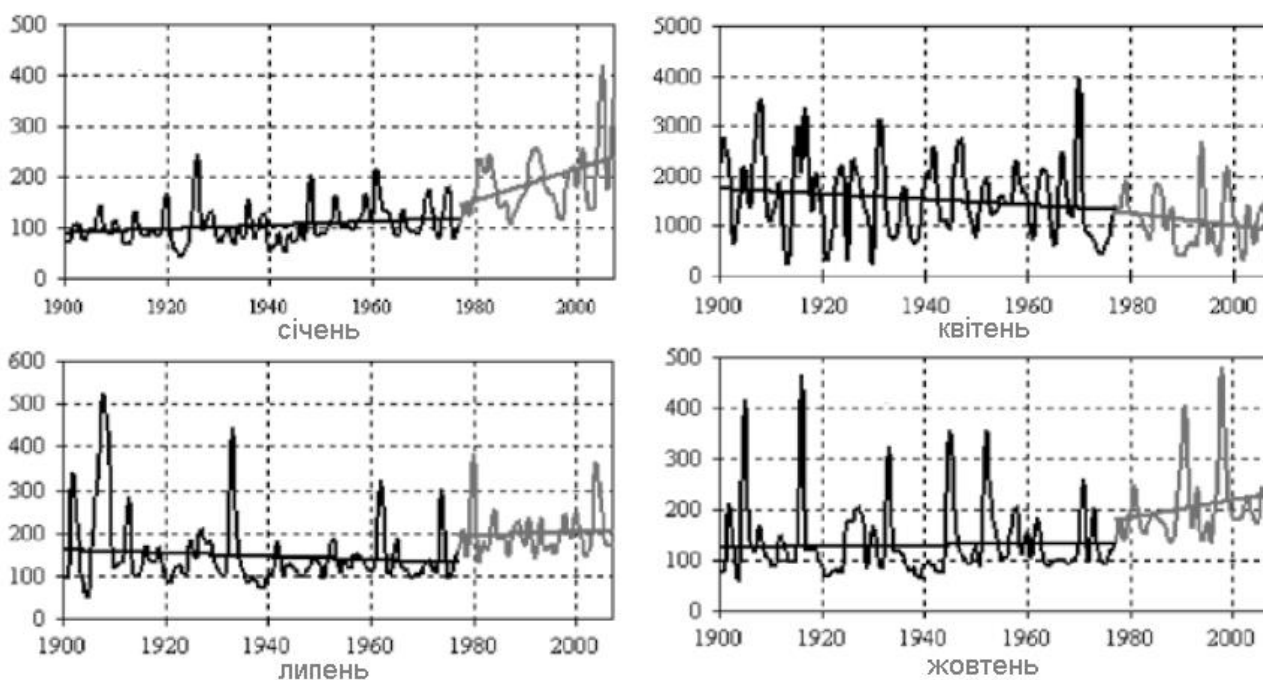


Рисунок 3 – Порівняння водності Оки у м. Калуга за попередній період (з 1900) та за останні роки (з 1980) по окремих місяцях [13]

Метою цієї роботи було уточнення особливостей динаміки середньорічного стоку Дунаю за останні роки, як можливого прояву сучасних кліматичних змін.

Аналіз проводився за даними спостережень Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії (ДГМО).

Як можна побачити (рис. 4), помічена іншими дослідниками у попередні роки [10] тенденція до зниження стоку Дунаю в районі Ізмаїлу певною мірою посилилася, крім того така ж (хоча й слабша) тенденція спостерігалася й для району Рені.

Аналізуючи сезонний розподіл середньобагаторічного стоку за досліджуваний період, можна виокремити (рис. 5) сезони з найбільшою водністю (березень-травень)

і з найменшою (вересень-листопад). Отже, окремо можна розглянути міжрічну динаміку водності за ці сезони (рис. 6).

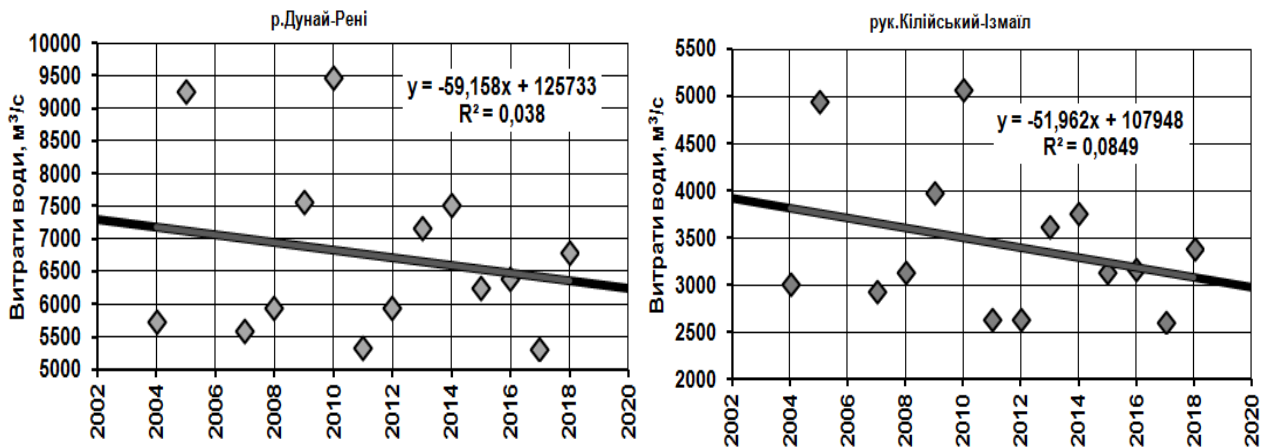


Рисунок 4 – Міжрічна динаміка середніх витрат води р. Дунай у районі Рені та Кілійського рукава дельти Дунаю у районі Ізмаїлу

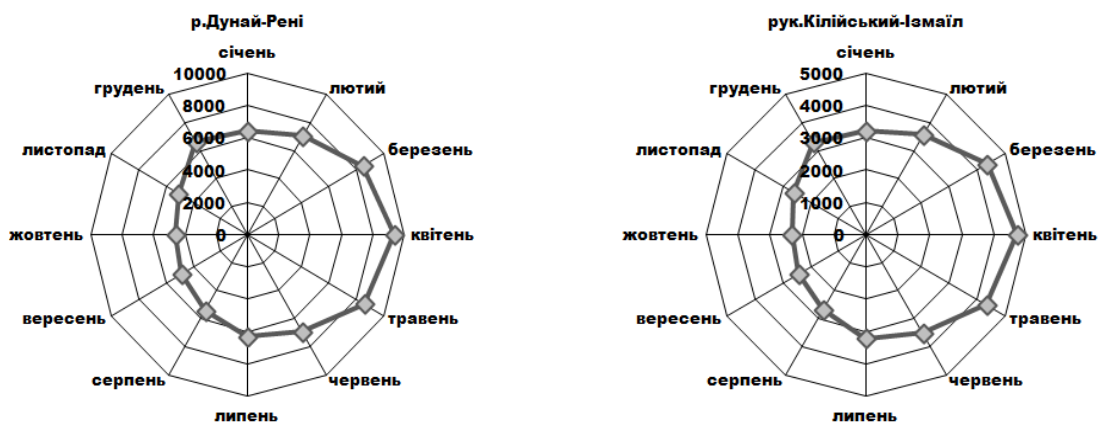


Рисунок 5 – Сезонний розподіл середньобагаторічних витрат води р. Дунай у районі Рені та Кілійського рукава дельти Дунаю у районі Ізмаїлу

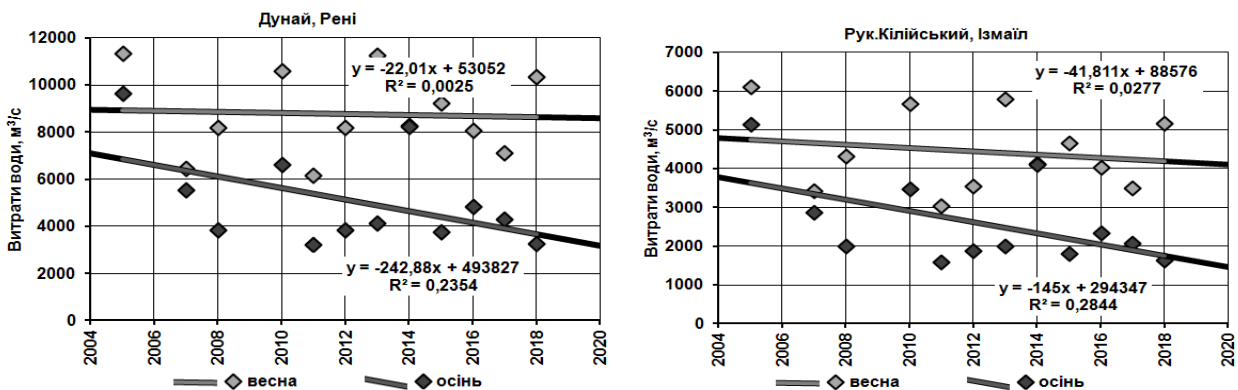


Рисунок 6 – Міжрічна динаміка витрат води р. Дунай у районі Рені та Кілійського рукава дельти Дунаю у районі Ізмаїлу за маловодні осінні (вересень-листопад) та багатоводні весняні (березень-травень) сезони

Як показує цей аналіз, помічена раніше загальна тенденція до зниження стоку більшою мірою зобов'язана внеску маловодного сезону, коли вона досягла рівня достатньо достовірної закономірності ($R=0,49$ по Рені й $R=0,53$ по Ізмаїлу), тоді як зміни стоку в багатоводний сезон були значно менш помітними.

Можна також зробити припущення, що помічені розбіжності у тенденціях мають свідчити про збільшення нерівномірності стоку. Це підтверджується, якщо порівняти коефіцієнти варіації витрат води по роках за досліджуваний період (рис. 7). Як можна побачити за динамікою цих коефіцієнтів, спостерігається чітка тенденція до підвищення нерівномірності стоку.

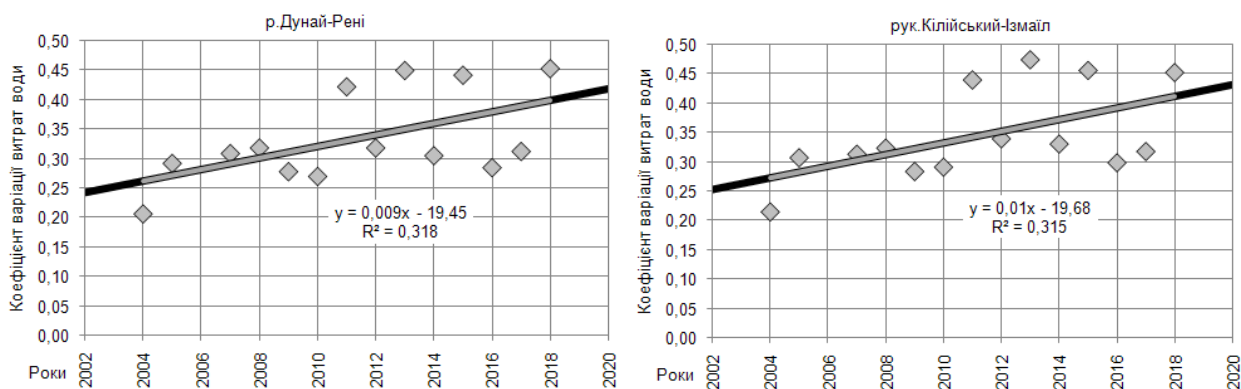


Рисунок 7 – Міжрічна динаміка коефіцієнтів варіації витрат води р. Дунай у районі Рені та Кілійського рукава дельти Дунаю у районі Ізмаїлу

Можна також зазначити, що підвищення амплітуди коливань водності відзначалися не тільки на Дунаї. Зокрема, аналогічні повідомлення зустрічалися в літературі щодо водного режиму Амуру [14], який, як і Дунай, має істотний внесок дощового живлення. Причому, це не зважаючи на ту обставину, що прогноз зміни загальної водності [1] для басейнів цих річок протилежний.

Висновки

1. Підтверджено тенденцію до зниження стоку Дунаю, отриману іншими дослідниками за даними багаторічних спостережень і прогнозних моделей, а також показано, що останніми роками ця тенденція посилюється.

2. Показано, що в маловодний сезон, який приходить на осінні місяці дослідженого періоду, тенденція до зниження стоку є значно помітнішою, ніж у багатоводний сезон, який приходить на весняні місяці.

3. Відзначена чітка тенденція до збільшення нерівномірності стоку Дунаю за досліджуваний період.

Література

1. Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability. IPCC. Working Group II Fourth Assessment Report. Електронний ресурс. Режим доступу: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar4_wg2_full_report.pdf Дата звернення: 15.06.21.
2. Шевченко О., Власюк О., Ставчук І. та ін. Оцінка вразливості до зміни клімату: Україна. // Кліматичний форум східного партнерства (КФСП) та Робоча група громадських організацій зі зміни клімату (РГ НУО ЗК), 2014. Електронний ресурс. Режим доступу: https://nescu.org.ua/wp-content/uploads/ukraine_cc_vulnerability.pdf Дата звернення: 24.05.21.
3. Проведення просторового аналізу змін водного режиму басейнів поверхневих водних об'єктів на території України внаслідок зміни клімату. // Український Гідрометеорологічний інститут. Звіт про НДР. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://uhmi.org.ua/project/rvndr/avr.pdf> Дата звернення: 24.05.21.
4. Зміна клімату: наслідки та заходи адаптації. Аналітична доповідь. / Іванюта С.П., Коломієць О.О., Малиновська О.А., Якушенко Л.М. – К.: Національний інститут стратегічних досліджень, 2020. Електронний ресурс. Режим доступу: https://niss.gov.ua/sites/default/files/2020-10/dop-climate-final-5_sait.pdf Дата звернення: 24.05.21.
5. Корчемлюк М., Приходько М., Архипова Л. Вплив змін клімату на водний режим гірської частини басейну р. Прут. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://geography.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2017/01/10-Korchemlyuk.pdf> Дата звернення: 24.05.21.
6. Вплив зміни клімату на гідрологічний режим Дністра. Електронний ресурс. Режим доступу: https://files.nas.gov.ua/text/pdfNews/Dnister_klimat_UHMI.pdf Дата звернення: 24.05.21.
7. Лобода Н.С., Пилип'юк В.В. Зміни клімату та їх можливі наслідки у формуванні якості вод (на прикладі річок Псел та Ворскла). // *Вісн. Одес. держ. екол. унів.*, 2017, №22. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://bulletin.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2017/12/10-LOBODA-PILIPYUK-15.pdf> Дата звернення: 24.05.21.
8. Уразливість дельти Дунаю (Молдова, Румунія, Україна) до зміни клімату, у тому числі сценарії та прогнози кліматичних змін. Звіт WWF, березень 2013. Електронний ресурс. Режим доступу: https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/factsheet_va_ukr.pdf Дата звернення: 24.06.21.

9. Лобода Н.С., Божок Ю.В. Оцінка змін водних ресурсів річки Дунай у XXI сторіччі за сценарієм А1В з використанням моделі «клімат-стік». // *Укр. гідрометеорол. ж.*, 2016, №18.- С. 112-120. Електронний ресурс. Режим доступу: <http://uhmj.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2016/12/15-LobodaBozhok.pdf> Дата звернення: 24.06.21.
10. Романчук М.Є., Лященко О.С. Особливості гідрологічного режиму р. Дунай на ділянці м. Рені - м. Вилкове. // *Вісн. Одес. держ. екол. унів.*, 2015, №19. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://bulletin.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2015/09/15-Romanchuk-Lyashchenko.pdf> Дата звернення: 20.05.21.
11. О. Г. Васенко, Д. Ю. Верниченко-Цветков, О. Ю. Ієвлева, М.Л.Лунгу. Тенденції змін гідрологічної ситуації у верхів'ї дельти Дунаю. // збірник наукових статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення», 14-18 вересня 2020 р., Харків: УКРНДІЕП.- 2020. - С.- 76-83. Електронний ресурс. Режим доступу: <http://niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2020.pdf> Дата звернення: 04.08.21.
12. Холопцев А.В., Берлинский Н.А., Морозов В.Н. Изменчивость характеристик Дуная как фактор термической трансформации средиземноморских воздушных масс. // *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна серія «Екологія»*, вип. 13 – 2015. Електронний ресурс. Режим доступу: http://journals.uran.ua/visnukkhnu_ecology/article/view/57773 Дата звернення: 20.05.21.
13. Георгиевский В. Ю., Шалыгин А. Л. Гидрологический режим и водные ресурсы. Електронний ресурс. Режим доступу: http://downloads.igce.ru/publications/metodi_ocenki/02.pdf Дата звернення: 09.06.21.
14. Махинов А.Н., Ким В.И. Влияние изменений климата на гидрологический режим реки Амур. Електронний ресурс. Режим доступу: http://tigdvo.ru/assets/files/publications/Pacific_Geography_journal/2020_1/30-39_Makhinov_Kim_10.357357102875.2020.1.1.004%20.pdf Дата звернення: 09.06.21.

Васенко А. Г., канд. биол. наук;

Старко Н. В.,

Игнатенко М. Я.

Научно-исследовательское учреждение «Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем», г. Харьков

О НЕОБХОДИМОСТИ ОЦЕНКИ ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ МЕЛИОРАЦИИ

Анализ результатов внедрения методов опыта биомелиорации водных объектов различного хозяйственного использования зачастую ограничивается лишь общей оценкой их влияния на контролируемую группу гидробионтов. Значительное внимание при этом уделяется преимущественно влиянию такого мероприятия на увеличение рыбопродукции.

Разносторонние биотические взаимоотношения связывают гидробионтов с компонентами водоема в единую экосистему. Наличием подобных связей обеспечивается устойчивость структуры водной группировки в целом. И за незначительными колебаниями биологических параметров отдельных групп видов может происходить полная перестройка структуры гидробиоценозу.

Вселение новых видов в водоемы может отрицательно повлиять на экосистему водоема в целом при проведении рыбоводно-мелиоративных работ без подготовки соответствующих биологических обоснований о специфике такого использования водоемов и без соблюдения общих правил проведения акклиматизационных работ. Негативное влияние вселяемых видов проявляется, например, в случае их вселения в водоемы, где резервы кормовых ресурсов недостаточны. Это приводит к обострению кормовой конкуренции вселенцев с аборигенными видами. Кроме того, в условиях дефицита кормовых ресурсов в водоеме некоторые, в частности бентосные виды (такие, как карп и карась), переходят на питание в основном детритом. При таком характере питания «роющий» тип пищевого поведения этих рыб приводит к ухудшению условий существования флоры и фауны и нарушению процессов круговорота веществ и энергии в водоеме, что негативным образом сказывается на состоянии экосистемы водоема в целом [1].

Комплексное изучение влияния биомелиорантов как на экологические системы водных объектов, так и на их функциональные характеристики с позиций основного водопользователя или водопотребителя проводятся нечасто, хотя такие исследования позволяют не только оценивать характер и степень влияния мелиорантов, но и корректировать отдельные элементы биомелиоративных работ. В качестве положительного опыта можно отметить работы по контролю хода биомелиорации водоема-охладителя Волгодонской АЭС. Здесь биомелиорации ведутся путем альголизации (внесение в водоем штаммов хлореллы) и зарыбления водоема дальневосточными растительноядными рыбами. Сопровождение работ мониторинговым исследованием динамики гидрохимического и гидробиологического режимов позволило установить, что проведение биомелиорации в полном объеме позволяет значительно улучшить экологическое состояние водоема [2].

В то же время, оценок изменения экологического состояния водных объектов при проведении биологической мелиорации водных объектов, кроме отдельных фактов увеличения вылова рыбы и потребления организмами-мелиорантами отдельных групп гидробионтов, в настоящее время очень мало. При этом необходимость изучения экологических последствий интродукции применяемых в ихтиомелиорации дальневосточных растительноядных видов рыб отмечалась еще в 70-80-е годы прошлого столетия, практически с начала проведения таких работ. Уже тогда поднимались вопросы необходимости изучения изменений структурно-функциональных характеристик водных экосистем при появлении в них растительноядных рыб и влиянии этих рыб на местную ихтиофауну. В частности отмечалось, что уничтожение макрофитов - а вместе с ними всего фитофильного биоценоза - не может не вызвать воздействия на водный объект в целом [3-5].

Нормативная база оценки влияния биомелиоративных мероприятий на экологическое состояние водоемов также отсутствует. Поэтому ряд авторов считают, что система мелиоративных и биотехнических мероприятий может быть эффективна только в случае наличия непрерывного контроля и наблюдений за состоянием абиотических факторов и биотой экосистемы в составе комплексной программы мониторинга водного объекта [6].

О необходимости оценки изменения экологического состояния водных объектов при проведении биологической мелиорации свидетельствует и недавний опыт проведения таких работ. Так, большие изменения экологического состояния наблюдались в озере Большие Швакшты (Беларусь). До начала проведения интенсивных рыбоводных мероприятий характеризовалось как неглубокий, слабо

эвтрофный (мезотрофный) водоем, сильно заросший высшей водной растительностью (ВВР). До 80% площади зарастания занимали погруженные ВВР. Через достаточно высокий уровень прозрачности воды озеро характеризовалось сильным развитием погруженной и надводной растительности. Вдоль берегов на всем протяжении отмечалась полоса шириной до 50-100 м из прибрежноводных растений. У северного и западного берегов имело были сильно развиты погруженные ВВР [7]. После зарыбления озера белым амуром сохранился и выражено присутствует только пояс надводной растительности примерно в прежних границах зарастания. Практически исчезли растения с плавающими листьями. Погруженная растительность сильно поредела, произошел переход от сплошного покрытия к фрагментарного, но площадь распространения все еще остается в прежних границах [8].

Сильно изменились прозрачность воды и развитие фитопланктонного сообщества озера (табл.1).

Таблица 1 – Гидроэкологические показатели озера Большие Швакиты до и после зарыбления белым амуром [9]

Показатель	До зарыбления	После зарыбления		
	1948-1991гг	2008г.	2009г.	2011-2015гг
Прозрачность воды, по диску секкі, м	2,83	0,56	0,79	0,75
Содержание хлорофилла в воде, мкг/л	2,80	-	23,89	36,80
Биомасса фитопланктона, мг/л	4,06	28,90	-	20,80
Доля синезеленых водорослей, %	6,00	-	-	28,25

При биомелиорации староречья Чаронда вследствие выедание растений происходила перестройка гидроэкосистемы, что сопровождалось изменениями в структуре фитопланктона, зоопланктона, донной фауны. Количественные и качественные изменения водной растительности также влияют на фитофильное рыбное населения, использующего ее как нерестовый субстрат, место нагула и укрытия. Мелиоративный эффект от вселения белого амура проявился уже в первый год, о чем свидетельствовало заметное уменьшение количества мягкой растительности - рдестов и рясок (почти в три раза - от 1,3 до 0,45 кг/м²) [10].

Нами проводятся многолетние исследования водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Исследования включают разработку Режимов биологической мелиорации и оценку ее эффективности для электростанции. Так по данным наших исследований флора водоема-охладителя Змиевской ТЭС насчитывает 25 видов ВВР, относящихся к 14 семействам. В период 1986-2006 гг. Видовой состав практически не менялся, хотя

постоянно осуществлялась биологическая мелиорация водоемы дальневосточными растительноядных рыбами.

Площади, которые были заняты высшими водными растениями, изменялись в пределах от 8,0 до 10,5% водного зеркала. При этом площади погруженных растений были в 2,5 - 4 раза больше площадей, занятых прибрежно-водными [7-9].

По результатам наших многолетних наблюдений за развитием ВВР и данных местного рыбхоза по объемам вселения рыбы для биологической мелиорации водоема-охладителя Змиевской ТЭС (табл. 2), были рассчитаны коэффициенты корреляции Пирсона между биомассой ВВР в водоеме и объемами зарыбления белым амуром и толстолобиками (табл. 3).

Таблица 2 – Биомассы ВВР и зарыбление водоема-охладителя Змиевской ТЭС видами-мелиорантами в разные годы, [11-13]

Год	ВВР, т сырой биомассы			Зарыбление двухлетками, тыс. экз.	
	Прибрежно-водные	Погруженные	Всего	Толстолобики	Белый амур
1986	3143	3545	6688	147,4	122
1987	1649	584	2233	54	12
1988	1361	2037	3399	250	99
1989	2757	2449	5205	235,6	9,8
1990	2528	1970	4500	57,1	9,5
1992	2360	1540	3900	215	-
1993	2281	1445	3726	157	-
1994	2120	2697	4817	112	-
1995	2323	1777	4100	100	-
1997	2193	3217	5410	292,6	27,0
1998	2121	2654	4775	229,2	-
1999	н. д.	н. д.	6564	285,1	-
2000	н. д.	н. д.	5175	409,2	-
2001	н. д.	н. д.	5100	267,6	8,6
2002	н. д.	н. д.	4700	351,98	-
2003	н. д.	н. д.	3930	339,0	-
2004	н. д.	н. д.	6247	412,5	28,5
2005	н. д.	н. д.	4850	118,0	18,7
2006	н. д.	н. д.	4180	259,7	15,6

**) Примечание: н. д. - нет данных; - зарыбления не было.*

Таблица 3. Величины корреляции Пирсона между биомассой растительных сообществ и объемами зарыбления белым амуром и толстолобиком в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС

Корреляция между	Годы	Корреляция
Объемами зарыбления белым амуром и общей биомассой ВВР	1986-2006	+0,216
Объемами зарыбления белым амуром и биомассой прибрежно-водных ВВР	1986-1998	+ 0,084
Объемами зарыбления белым амуром и биомассой погруженных ВВР	1986-1998	+0,445
Объемами зарыбления толстолобиками и общей биомассой ВВР	1986-2006	+0,388

Данные табл. 3 показывают слабую величину корреляции (+0,216) между объемами зарыбления белым амуром и общей биомассой ВВР. Это может объясняться тем, что объемы вселения белого амура, с позиций рассчитанных нами для проведения биологической мелиорации водоема-охладителя, были недостаточными. В отдельные годы зарыбление не было вообще, хотя объемы необходимых зарыблений в эти годы рассчитывались нами по результатам детальных натурных исследований ВВР. В то же время корреляция между объемами зарыбления белым амуром и биомассой погруженных ВВР, несмотря на недостаточные объемы зарыбления, имеет среднюю положительную величину. Средняя величина корреляции (+0,388) установлена также между общей биомассой растительных сообществ и объемами зарыбления толстолобиками, которые потребляют фитопланктон и повышают возможность изъятия биогенных веществ ВВР, что увеличивает их биомассы.

Таблица 4 – Величины корреляции между среднегодовыми концентрациями фитопланктона, объемами вселения толстолобиков и биомассой дрейссены в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС

Корреляция между	Годы	Корреляция
Среднегодовой концентрацией фитопланктона и объемами зарыбления толстолобиками при отсутствии дрейссены	1986-1997	- 0,447
Среднегодовой концентрацией фитопланктона и объемами зарыбления толстолобиками в присутствии дрейссены	1998-2008	+ 0,116
Среднегодовой концентрацией фитопланктона и биомассами дрейссены в водоеме	1998-2011	- 0,306

Одним из основных видов-мелиорантов в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС являются толстолобики. Было установлено, что вселение толстолобиков оказывает большое воздействие на сообщество фитопланктона. Рассчитанные величины корреляции Пирсона представлены в табл. 4.

Данные табл. 4 показывают, что, при отсутствии дрейссены, корреляция между среднегодовыми концентрациями фитопланктона и объемами зарыбления толстолобиками имеет среднюю величину и носит негативный характер ($R = - 0.447$).

Фильтрационная активность дрейссены также влияет на функционирование сообщества фитопланктона. Корреляция между среднегодовыми концентрациями фитопланктона и биомассой дрейссены равна $- 0,306$. Это свидетельствует о том, что при наличии в водоеме-охладителе популяции дрейссены мелиоративное влияние толстолобиков будет снижаться. Последнее подтверждается величиной корреляционной связи между среднегодовыми концентрациями фитопланктона и объемами зарыбления толстолобиками в присутствии дрейссены, которая составляет $0,116$ и, вопреки здравому смыслу, имеет положительное значение [14].

Таким образом, рассмотрение влияния биологической мелиорации на растительные сообщества водоема-охладителя Змиевской ТЭС свидетельствует о том, что для оценки эффективности биомелиорации и возможной коррекции видового состава и объемов зарыбления рыб-мелиорантов необходимо проведение комплексного экологического мониторинга.

Выводы

1. Анализ литературы и результаты собственных натурных исследований свидетельствуют о необходимости оценки изменения экологического состояния водных объектов при проведении их биологической мелиорации.

2. Рассмотрение влияния биологической мелиорации на растительные сообщества водоема-охладителя Змиевской ТЭС свидетельствует о том, что для оценки эффективности биомелиорации и возможной коррекции видового состава и объемов зарыбления рыб-мелиорантов необходимо проведение комплексного экологического мониторинга.

Литература

1. Євтушенко М.Ю., Дудник С.В., Глебова Ю.А. Акліматизація гідробіонтів : підруч. - Київ : Аграрна освіта, 2011. – 240 с.

2. Горская О.И. Проблемы «биологических помех» при эксплуатации АЭС и пути их решения. - Тезисы докладов седьмой международной научно-технической конференции «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики». - Москва, 2010 г. –С. 325-326.
3. Негоновская И. Т. Потенциальная рыбопродукция растительноядных в крупных водохранилищах и воздействие этих рыб на водные экосистемы. Сб. н. тр. ГОСНИОРХ, вып. 301. - Ленинград: ПО-3 Ленуприздата, 1989. – С. 38-59.
4. Коган Ш. И. О зарастании Каракумского канала и некоторых последствиях вселения в водоемы белого амура. – Гидробиологический журнал. - № 2. – Киев: 1974. – С. 110-115.
5. Чарыев Р., Рылов А., Белый амур и явление сукцессии в водоемах. - Экология. - №4. - Свердловск: Наука, 1980. - С. 93-95.
6. Ниязгулов У.Д., Цховребов Э.С., Юрьев К.В. Методы мониторинга водных экологических систем и биоресурсов//Тувинский государственный университет. ВЕСТНИК Естественные и сельскохозяйственные науки 2014. -№2. - Кызыл: 2014. - С. 114-118.
7. Власов Б.П., Якушко О. Ф., Гигевич Г. С. и др. Озера Беларуси: справочник. – Минск: БГУ, 2004. – 284с.
8. Костоусов В. Г., Попиначенко Т.И., Баран И. Н. и др. Анализ экосистемного ответа гидрологического комплекса «озеро-река» на проведение рыбоводных мероприятий. - Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. - Вып. 32. – Минск: 2016. – С. 169-197.
9. Михеева Т.М., Адамович Б.В., Жукова Т. В. и др. Фитопланктон озера Большие Швакшты (Беларусь) при переходе экосистемы из макрофитного - слабоэвтрофного к фитопланктонному - гиперэвтрофному состоянию. - Сибирский экологический журнал. - №6. - Новосибирск: Изд. СО РАН, 2018. – С. 661-676.
10. Афанасьев С.А., Долинський В.Л., Летицька О.М. та ін. Обґрунтування зариблення та контроль іхтіомеліорації Берегівської польдерної системи// Сучасні проблеми теоретично і практичної іхтіології: матеріали VII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (Мелітополь-Бердянськ, 10-13 вересня 2014 р) – Херсон: Грінь Д.С., 2014. – С.19-22.
11. Васенко О. Г. Екологічні основи водоохоронної діяльності в теплоенергетиці. – Харків: УкрНДІЕП, 2000. - Том 1. – 243 с.
12. Отчет по теме «Выполнение экологического надзора за состоянием водоема-охладителя» (х/д № М4-387). - Харьков: УкрНИИЭП, 2004. – 261с.
13. Отчет по теме «экологический мониторинг водоема-охладителя Змиевской ТЭС» (х/д № 4.1-501). - Харьков: УКРНИИЭП, 2005, 2006.
14. Васенко А. Г., Старко Н. В. Оценка влияния биологической мелиорации на развитие фитопланктона в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС. - The 5th International scientific and practical conference «Priority directions of science development». - Lviv, Ukraine: 2020. – P. 286-288.

Васютинська К. А.;

Барбашев С. В.

Державний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ОЦІНКА ВПЛИВУ ВИКИДІВ ВІД СТАЦІОНАРНИХ ДЖЕРЕЛ МІСТ ОБЛАСНОГО ПІДПОРЯДКУВАННЯ НА НЕБЕЗПЕКУ АТМОСФЕРНОГО СЕРЕДОВИЩА РЕГІОНІВ

Науково-технічний прогрес та індустріалізація остаточно визначили урбанізацію як основний напрямок розвитку суспільства, який є наднебезпечним для збереження довкілля. Однією з самих поширених хвороб сучасного світу є деградація атмосферного середовища, що проявляється з максимальною інтенсивністю на урбанізованих територіях. Викиди забруднюючих речовин (ЗР) в міське повітря комплексно впливають на здоров'я людей, продуктивність природних та штучних екосистем, агроценозів тощо, викликають глобальні зміни клімату і руйнацію озонового шару. Перетворення кількісних та якісних параметрів атмосфери порушують асиміляційну здатність і сталість атмосферного середовища. Забруднення повітря густонаселених міських агломерацій не обмежується місцевими ефектами, ЗР переносяться на величезні, до тисяч кілометрів, відстані, тож, підвищення небезпеки повітряного простору охоплює не тільки міські території, а відбувається в глобальному масштабі.

Серед 461 міст України даними спостережень за станом забруднення атмосферного повітря охоплені 39 міст з визначенням вмісту 22 забруднювальних речовин, зокрема восьми важких металів. Загалом, максимальні негативні наслідки змін якості атмосферного середовища характерні для найбільш урбанізованих промислових центрів. За індексом забруднення міст Європи (Pollution Index), який щорічно показує інтернет-база даних numbeo.com [1], м. Дніпро займає 6 місце (Pollution Index 80,98), м. Київ – 23 (Pollution Index 65,36), м. Одеса – 31 (Pollution Index 63,11), м. Харків – 44 (Pollution Index 55,85), м. Львів – 49 (Pollution Index 52,11).

Екологічне навантаження на атмосферне середовище від викидів стаціонарних джерел визначається структурою промислово-енергетичного комплексу, масштабами господарської діяльності. Але, методи оцінювання внесків урбанізованих територій в загальний рівень небезпеки атмосферного середовища регіонів досліджені недостатньо та не враховуються при розробленні повітря охоронних заходів. Тож,

розвиток кількісних, індикаторних методів оцінювання регіонально диференційованих урбогенних впливів на атмосферне середовище як сучасним та актуальним завданням.

У роботі використані статистичні дані зібрані з Екологічних паспортів регіонів за 2020 р. [2] та уточнені згідно статистичній інформації Державної служби Статистики України [3] (без урахування даних з тимчасово окупованих територій) та Статистичного збірника «Україна у цифрах: 2021» [4]. Авторами був застосований індикаторний метод оцінювання урбогенного навантаження регіонів. Серед численних аспектів урбанізації екологічна складова визначає встановлює межі стійкості природних систем під тиском урбогенно-техногенних впливів і, таким чином, лімітує соціально-економічний розвиток. В якості комплексного показнику застосований індикатор еколого-демографічної урбанізації, який були визначений та розраховані автором в попередніх дослідженнях [5, 6] на основі показників щільності міського населення, частки урбанізованої території регіонів та враховував структуру системи розселення міського населення. В цілях досягнення порівнянності даних нормалізація значень показників проводилась за алгоритмом, наведеним в роботі [5].

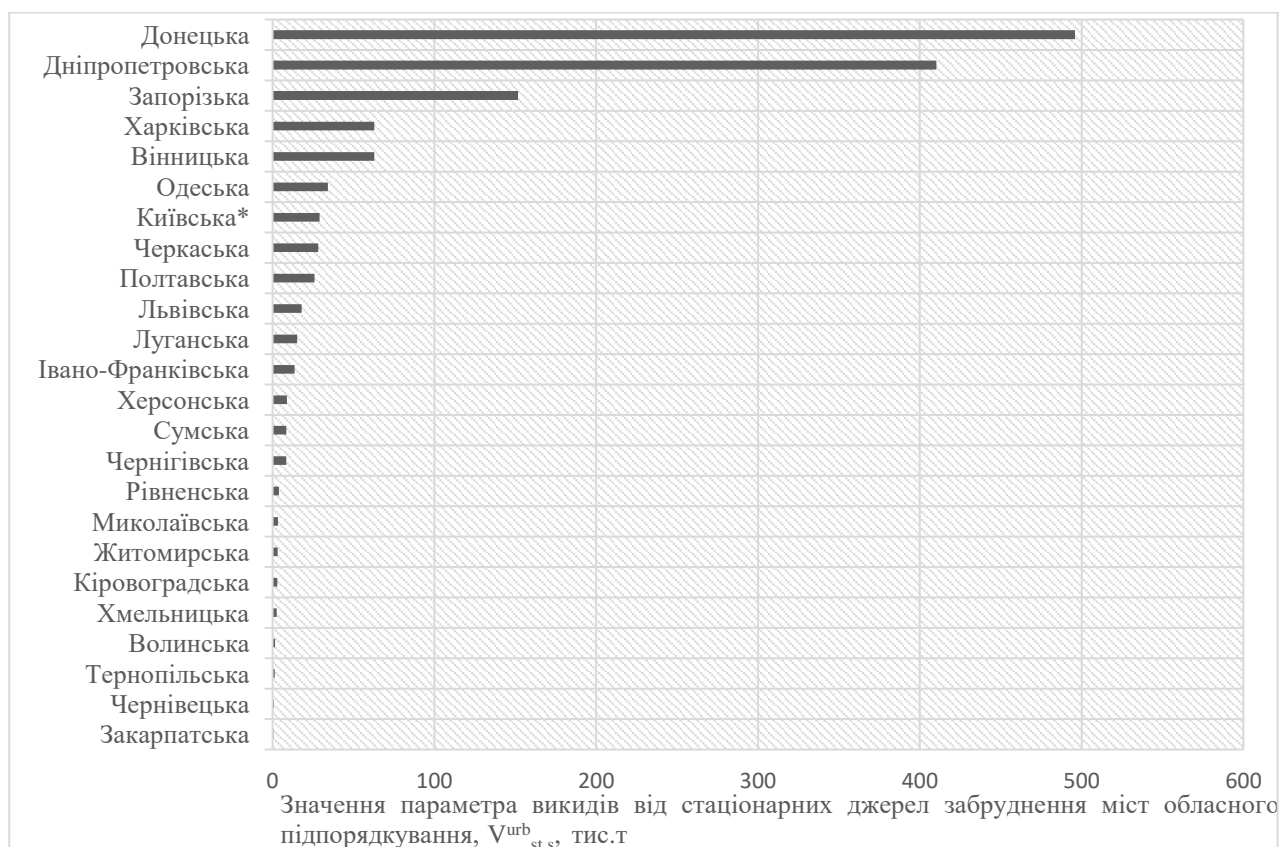


Рисунок 1 – Ранжування адміністративних областей України за сумарними викидами від стаціонарних джерел міст обласного підпорядкування

В роботі проведена оцінка викидів ЗР від стаціонарних джерел 189 міст обласного значення для областей України (без врахування даних щодо викидів тимчасово окупованих міст АР Криму, Донецької та Луганської областей; дані

Київської області враховують показники м. Києва). Ранжування регіонів за викидами ЗР від стаціонарних джерел міст обласного значення (параметр $V_{st.s.}^{urb}$), представлене на рис. 1, показало їх величезну розбіжність в потужності повітряних емісій, від 495.96 тис. т в Донецької до 0.52 тис. т в Закарпатській.

Для кількісної оцінки впливу міських територій на стан атмосферного повітря в масштабі регіону визначені та розраховані коефіцієнти урбогенного забруднення атмосферного середовища регіонів ($n_{urb.st.s.}$) як частку викидів стаціонарних джерел міст обласного значення від загальнообласних потужностей. Як показано на рис. 2, збільшення параметра викидів $V_{st.s.}^{urb}$ корелює з трендом збільшення рівня впливу міських територій, показником $n_{urb.st.s.}$, на стан атмосферного повітря в масштабі регіону. Виключення з цієї закономірності стосуються декількох регіонів.

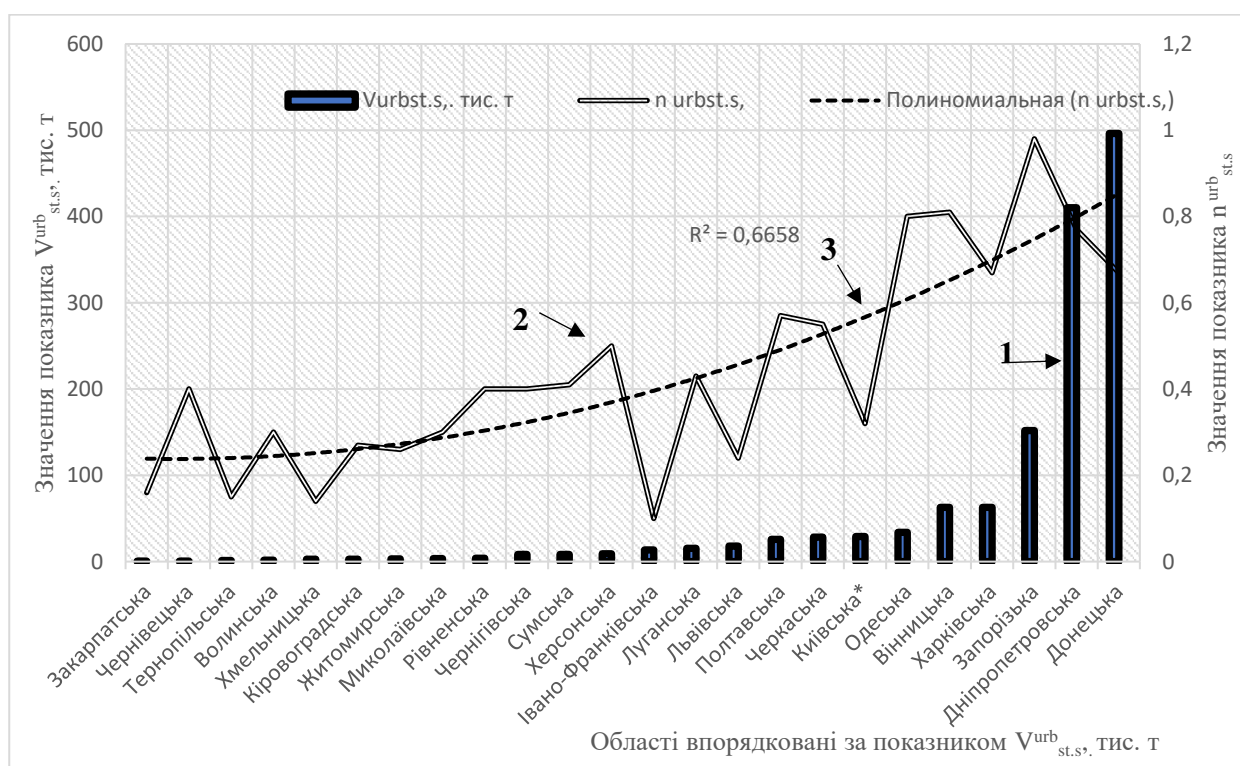


Рисунок 2 – Взаємозалежність обсягів викидів стаціонарними джерелами міст обласного значення та їх внеском в загальне забруднення атмосферного повітря регіонів

Вкрай малі значення викидів міст Луганській області, хоча і обумовлюють загальнообласне забруднення повітря, очевидно, пов'язані із недостатністю даних з невідконтрольних територій. Відзначимо потужні вклади урбанізованих територій в загальний стан атмосферного повітря Чернівецької, Волинської, Херсонської, Полтавської, Одеської областей при незначних та досить середніх значеннях показника $V_{st.s.}^{urb}$. Високі значення урбогенного забруднення ряду областей пояснюється забрудненням атмосфери окремими потужними об'єктами теплоенергетики та промисловості. Так, викиди міст Вінницької області повністю обумовлені впливом Ладижинської ТЕЦ, а м. Ладижин викидає через димові труби

приблизно 75 % забруднень всієї області; викиди Черкаської ТЕЦ, ПАТ «Азот» в м. Черкаси відповідають за атмосферне забруднення на регіональному рівні.

Деградацію та небезпеку атмосферного повітря звичайно пов'язують із урбанізацією та індустріалізацією. Авторами проведений аналіз співвідношення параметрів коефіцієнтів урбогенного забруднення атмосферного середовища регіонів $(n^{urb}_{st.s})^n$ та індексу еколого-демографічної урбанізації $(I_{edu})^H$ в нормалізованому вигляді (рис. 3).

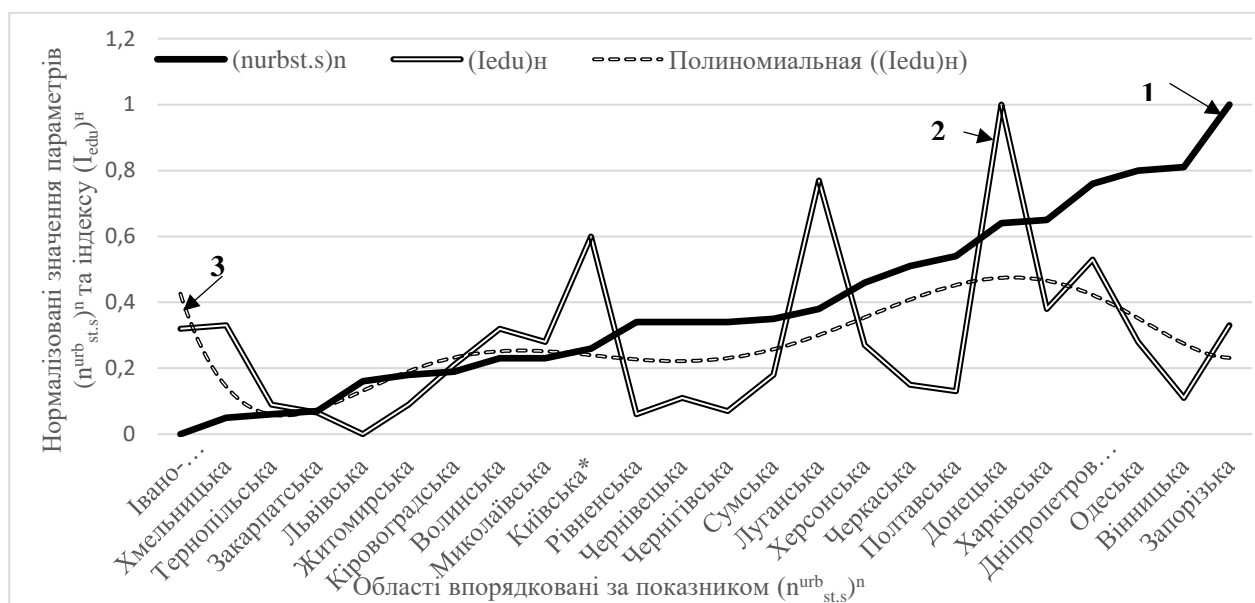


Рисунок 3 – Співвідношення параметрів урбогенного забруднення атмосферного середовища регіонів та рівня їх урбогенного навантаження: 1 – $(n^{urb}_{st.s})^n$; 2 – $(I_{edu})^H$; 3 – поліноміальна лінія тренду $(I_{edu})^H$

Адміністративні області країни різняться як характером розміщенням об'єктів техносфери, так і демографічними параметрами щільності та особливостями розселення міського населення, що визначає вклад урбанізованих територій в загальний стан забруднення повітряного середовища регіону. В цілому, лінія тренду індексу еколого-демографічної урбанізації демонструє досить значний рівень сполучення з коефіцієнтом урбогенного забруднення атмосферного середовища області стаціонарними джерелами міст обласного значення. Високі значення $(I_{edu})^H$ та $(n^{urb}_{st.s})^n$ означають, що міста займають більшу частину території області, потужні викиди з якої формують загальний стан екологічної небезпеки повітря на регіональному рівні. Це стосується Дніпропетровській, Донецькій, Запорізькій, Харківській областей. Напроти, області, чия територія зайнята невеликими містами із середньою щільністю населення здійснюють обмежені вклади в загальний рівень атмосферного забруднення, як, наприклад, міські агломерації Івано-Франківської, Хмельницької, Тернопільської, Закарпатської, Львівської та деяких інших регіонів. Висока частка урбогенного навантаження на атмосферне середовище таких областей

як Вінницька, Рівненська, Чернігівська, Чернівецька, Одеська скоріше пояснюється забрудненням повітря окремими потужними об'єктами енергетики та хімічної промисловості, ніж чинниками еколого-демографічної урбанізації.

Таким чином, в роботі проведена кількісна оцінка деструктивного впливу урбанізованих територій на повітряний басейн регіонів. Показане, що максимальне екологічне навантаження від стаціонарних джерел повітряних емісій, незалежно від рівня урбанізації, здійснюють міста із концентруванням небезпечних об'єктів техносфери. Проведену диференціацію адміністративних областей за часткою урбогенного забруднення доцільно враховувати при розробленні та плануванні конкретних заходів із відновлення природного стану атмосферного повітря.

Сучасна тенденція поглиблення впливу урбанізації на довкілля буде тільки зростати, що вимагає переміщення акценту наукових досліджень та практичних розробок на визначення механізмів та кількісних параметрів урбанізаційних процесів, впровадження системного підходу до розроблення стратегії сталого розвитку міст.

Література:

1. Інтернет-база даних Numbeo.com. Europe: Current Pollution Index de City. [on-line] URL: https://www.numbeo.com/pollution/region_rankings_current.jsp?region=150 (дата звернення 1.08.2021)
2. Екологічний паспорт регіонів України [Електронний ресурс] URL: <https://mepr.gov.ua/news/35913.html> (дата звернення 30.07.2021)
3. Державна статистична служба України [Електронний ресурс] URL: <http://www.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення 3.08.2021)
4. Державна служба статистики України: Чисельність наявного населення України на 1 січня 2021 р. http://database.ukrcensus.gov.ua/PXWEB2007/ukr/publ_new1/2021/zb_chuselnist%202021.pdf
5. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. *Екологічні науки*. 2020. № 3 (30), С. 7–14. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.1>.
6. Васютинська К.А., Барбашев С.В. Індикаторна оцінка впливу урбанізаційного процесу на стан природної та техногенної безпеки в регіонах України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: кол. моногр. Львів: ТзОВ "ЗУКЦ", 2020. С. 232–255. book doi: 10.23939/book.ecocongress.2020

Величко Г. М.;

Юрченко А. І.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ТЕНДЕНЦІЇ РОЗВИТКУ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА В УКРАЇНІ ТА ЙОГО ЕКОЛОГІЗАЦІЯ

Для України сільське господарство є однією з ключових галузей народного господарства, що може задовольнити потреби внутрішнього ринку та забезпечити провідні позиції держави в міжнародних аграрних відносинах.

Трансформаційні процеси в сільському господарстві України практично не вплинули на позитивну динаміку розвитку галузі. У 2019 р. обсяг продукції сільського господарства у фактичних цінах становив 843 млрд грн. Порівняно з 2018 р. індекс сільськогосподарської продукції становив 101,4%, у т.ч. у підприємствах – 102,7%, у господарствах населення – 99,1%. Загалом виробництво основних сільськогосподарських культур у 2019 р. характеризується даними, які представлено в табл. 1.

Таблиця 1 – Виробництво основних сільськогосподарських культур у 2019 р.

	Обсяг виробництва			Урожайність	
	тис.т	2019 р. до 2018 р.		ц з 1 га	(+, -) до 2018 р.
		+, -	у %		
Зернові та зернобобові культури	75143	+ 5086	107,3	49,1	+ 1,7
Цукрові буряки	10204	-3764	73,1	461,0	-48,0
Соняшник	15254	+1089	107,7	25,6	+2,6
Соя	3699	-762	82,9	22,9	-2,9
Ріпак	3280	+529	119,2	25,6	-0,9
Картопля	20269	-2235	90,1	155,0	-16,0
Культури овочеві	9688	+248	102,6	214,0	0
Плодові та ягідні культури	2119	-452	82,4	108,1	-20,3
Виноград	366	-102	78,2	92,7	-22,2

*Джерело: складено на основі [1]

В Україні станом на 1 листопада 2019 р. кількість підприємств, для яких основним видом діяльності було вирощування однорічних, дворічних і багаторічних

культур, відтворення рослин, тваринництво, змішане сільське господарство і допоміжна діяльність у сільському господарстві та після урожайна діяльність, складала 48504 одиниць, площа с/г угідь у їхньому користуванні – 20,1 млн. га; кількість фермерських господарств – 32452 одиниць з площею с/г угідь – 4,7 млн. га. Зростання обсягів виробництва було забезпечено, насамперед, за рахунок галузі рослинництва.

У структурі посівних площ продовжували домінувати посіви зернових і зернобобових – 54,7% та посіви технічних культур – 32,6%, тоді як під кормові культури було зайнято 6,2%, коренеплоди та бульбоплоди, культури овочеві та баштанні продовольчі – 6,5% площі посівів [1].

Рослинництво

У 2019 р. зернових та зернобобових культур в цілому по Україні було зібрано понад 75,1 млн тонн (або +7,3% порівняно з 2018 р.). Також було намолочено ріпаку – 3,3 млн тонн (+19,2% до 2018 р.), сої – 3,7 млн тонн (-17,1%), соняшнику – 15,3 млн тонн (+7,7%), зібрано цукрових буряків близько 10,2 млн. тонн (-26,9%), картоплі – 20,3 млн тонн (-9,9%), овочів – 9,7 млн тонн (+2,6%), плодоягідних культур – 2,1 млн тонн (-17,6%), винограду – 0,4 млн тонн (- 21,8%) [1].

У 2019 р. було освоєно 59,1 млрд грн капітальних інвестицій у сільське, лісове та рибне господарство (-10,6% до 2018 р.). Їх частка у загальному обсязі освоєних капітальних інвестицій становила 9,5% [1].

За даними Державної служби статистики України, за підсумками 2019 р. Україна експортувала агропродовольства на суму 22,4 млрд доларів, що значно перевищив рекордний показник 2018 р. у 18,8 млрд доларів [1].

За підсумками календарного 2019 р. зафіксовано найбільші в історії України обсяги експорту зерна – 56,7 млн тонн та соняшnikової олії – 6,1 млн тонн.

За оцінками науковців Інституту аграрної економіки, вирішальним для сумарного зростання експорту продукції АПК у 2019 р. стало збільшення обсягів поставок до всіх трьох ключових регіонів – Азії, Європейського Союзу та Африки. При цьому обсяги поставок до них вітчизняного агропродовольства також сягнули максимальних за часів незалежності України показників [2].

У 2019 р. Азія посилила свої позиції основного імпортера вітчизняної агропродукції, другий рік поспіль закупивши рекордну кількість українських сільгосппродуктів. Вартісні обсяги вітчизняного експорту до країн Азії збільшилися до

9,4 млрд доларів (+ 17,5% до 2018 р.). Частка азійських країн у 2019 р. склала 42,2% від загального українського агроекспорту [2].

Також найвищої за часів незалежності України позначки у 2019 р. сягнув експорт аграрної продукції українського виробництва до країн – членів ЄС. Його обсяги у вартісному вимірі збільшилися до 7,5 млрд доларів (+19%). Частка країн ЄС у вітчизняному експорті агропродовольства склала 33,5% [2].

Обсяги поставок до країн Африки у 2019 р. порівняно з 2018 р. збільшилися на 43% і становили 3,3 млрд доларів, забезпечивши цьому регіону частку у 14,9% від українського експорту сільгосппродукції [2].

Поставки вітчизняного агропродовольства до країн СНД залишилися на рівні 2018 р. і склали 1,5 млрд доларів, забезпечивши регіону частку у 6,5% в українському експорті агропродовольства [2].

В цілому ці чотири регіони закупили понад 97% аграрної продукції українського виробництва.

Ключовими продуктами вітчизняного аграрного експорту традиційно стали зернові культури, різні олії, насіння олійних культур, залишки і відходи, а також м'ясопродукція, на які припадає близько 85% його вартісних обсягів [2].

Наведені дані розвитку рослинництва свідчать про тенденцію збільшення виробництва цієї галузі в Україні.

Одним із головних факторів підвищення урожайності сільськогосподарських культур є застосування органічних і мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних засобів, що породжує проблему техногенного забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод і є наслідком незбалансованого антропогенного впливу на довкілля.

Тенденції в тваринництві

Метою розвитку галузі сільського господарства – тваринництва є забезпечення населення продуктами харчування тваринного походження належної кількості та безпечними за якістю з мінімальним негативним впливом для навколишнього середовища. Екологічні наслідки виробництва продукції тваринництва можуть носити як локальний характер, при недотриманні вимог з утримання тварин та експлуатації ферм – локальне забруднення об'єктів середовища, неприємні запахи, так і глобальний – через поширення забруднювачів на далекі відстані, вплив на зміни клімату через викиди парникових газів тощо.

Однак, за останні роки в сільському господарстві відбувається тотальне скорочення поголів'я худоби, що мінімізувало негативний вплив галузі на довкілля.

Так, за даними [1] станом на 1 січня 2020 р. порівняно з відповідною датою попереднього року в усіх категоріях господарств чисельність поголів'я великої рогатої худоби зменшилась на 240,9 тис. голів (-7,2%), свиней – на 297,9 тис. голів (-4,9%), овець та кіз – на 64,1 тис. голів (-5,1%), коней – на 19,6 тис. голів (-8,0%) за виключенням чисельності поголів'я птиці, яке збільшилось на 8,8 млн. голів (+4,2%) та зобов'язує до термінового врегулювання питання в частині поводження з відходами, контролю за викидами парникових газів і негативним впливом на агроландшафти.

У 2019 році реалізовано на забій сільськогосподарських тварин у живій масі 3,5 млн тонн (+5,3% до 2018 р.), вироблено 2,5 млн тонн м'яса (+5,8%), 9,7 млн тонн молока (-4,0%), одержано 16,7 млрд штук яєць (+3,4%), вироблено 1,7 тис. тонн вовни (-9,1%) та 69,9 тис. тонн меду (-1,9%) [1].

В цілому по Україні виробництво м'яса зросло на 5,8% (всього 2492,4 тис. тонн). Виробництво яловичини зросло майже на 3,0%, свинини – на 0,8%, м'яса птиці – на 9,7%. В результаті, споживання м'яса у розрахунку на 1 особу склало всього 53,6 кг (+0,8 кг до 2018 р.) при мінімальній нормі 52 кг та раціональній нормі – 80 кг[1].

Суттєве зменшення поголів'я корів вплинуло і на обсяги виробництва молока, яке було зменшено майже на 4,0% (9,66 млн тонн) [1]. За обсягами виробництва молока галузь у 2019 р. досягла історичного мінімуму.

Споживання молока у розрахунку на 1 особу становило 200,5 кг (на 1,4% більше порівняно з 2018 р.), що менше мінімальної норми на 140,5 кг/особу (мінімальна норма 341 кг, а раціональна норма – 380 кг) [1].

Нарощування поголів'я птиці сприяло збільшенню виробництва яєць на 3,4% (всього 16,7 млрд шт.), що при розрахунку споживання на 1 особу склало 282 штуки (мінімальна норма – 231 штука, а раціональна норма – 290 штук).

Серед лідерів *по виробництву м'яса*: Вінницька обл. (0,46 млн. тонн), Черкаська обл. (0,35 млн. тонн), Дніпропетровська обл. (0,25 млн. тонн), Київська обл. (0,22 млн. тонн); *по виробництву яєць*: Київська обл. (3,31 млрд. шт.), Хмельницька обл. (1,03 млрд шт.), Вінницька обл. (0,93 млрд. шт), Донецька обл. (0,89 млрд. шт) [1].

Тваринницькі господарства є постійним джерелом викидів метану та негативного впливу відходів на всі компоненти навколишнього середовища в разі недотримання технологічних вимог, особливо у великих тваринницьких комплексах.

Вплив на довкілля відбувається на всіх етапах технологічного процесу виробництва продукції тваринництва, але основна частка – за умови надмірного накопичення на тваринницьких підприємствах органічних відходів, що не проходять належної утилізації, очистки і знезараження. Стратегія поводження з відходами та

побічною продукцією передбачає технічну модернізацію підприємств, підбір оптимальних рішень для утилізації й знешкодження гною, підстилки і стічної води екобезпечними та економічно вигідними методами, одним із яких є отримання органічних та органо-мінеральних добрив [3].

Для України особливо актуальним питанням є вплив відходів птахівництва на стічні води, ґрунтовий покрив і повітря. Особливо небезпечна ситуація в зоні Лісостепу, де висока концентрація птахівничих комплексів. За даними ВООЗ гній, послід і стічні води тваринницьких ферм і птахоферм при неконтрольованому їх зберіганні та використанні можуть збільшити ризики передачі понад 100 збудників інфекційних та інвазійних хвороб [3].

Водночас, існуючі тенденції розвитку сільського господарства створюють підґрунтя для поглиблення еколого-економічних проблем. Так, сучасна державна сільськогосподарська політика загалом, зосередившись більше на ситуативній стратегії розвитку певних підгалузей, призвела до їх структурної незбалансованості (зокрема, збільшенні виробництва окремих сільськогосподарських культур, розвитку птахівництва тощо), що сформувало монопродуктивну експортну спрямованість. Тоді як неефективна багаторічна державна підтримка розвитку підгалузі молочного та м'ясного скотарства стала наслідком перекосу в структурі посівних площ, зокрема, відбулося зменшення площ посівів кормових культур, багаторічних трав тощо, які сприяли відновленню родючості ґрунтів [3].

Стратегія розвитку аграрного сектора економіки має будуватися виходячи з національних поселенських традицій та особливостей розвитку сільського господарства та бути спрямована в найближчій перспективі на формування рівноправного правового поля для розвитку ефективного, збалансованого та конкурентоспроможного сільськогосподарського виробництва, яке в екологічному аспекті сприятиме адаптації агроecosystem до змін клімату, включаючи мінімізацію ризиків деградації та опустелювання земель, в соціальному аспекті – забезпеченню продовольчої безпеки держави, якості продуктів харчування, покращенню умов життєзабезпечення сільського населення, в економічному – підвищенню рівня зайнятості сільського населення та подоланню бідності [3].

Орієнтиром збалансованого підходу до вирішення еколого-соціально-економічних проблем є сучасна Спільна аграрна політика країн ЄС до 2020 р., яка поступово трансформується в політику сталого розвитку сільських територій та екологічно безпечного використання агроресурсного потенціалу [3].

Органічне сільське господарство

Виробництво органічної продукції в Україні є одним із пріоритетних напрямів розвитку агропромислового сектору.

Україна має значний потенціал для виробництва органічної сільськогосподарської продукції, її експорту, споживання на внутрішньому ринку та досягла певних результатів у розвитку власного органічного виробництва.

За даними моніторингу, проведеного Мінекономіки, у 2019 р. загальна площа сільськогосподарських земель з органічним статусом та перехідного періоду склала близько 468 тис. га (1,1% від загальної площі земель сільськогосподарського призначення України). При цьому нараховувалось 617 операторів органічного ринку, з них 470 – сільськогосподарські виробники [4].

Органічне виробництво врегульоване Законом України «Про основні принципи та вимоги до органічного виробництва, обігу та маркування органічної продукції» від 10.07.2018 р. № 2496-VIII та введений в дію з 02 серпня 2019 р., який визначає основні принципи та вимоги до органічного виробництва, обігу та маркування органічної продукції, засади правового регулювання органічного виробництва, обігу органічної продукції та функціонування ринку органічної продукції.

Більшість органічних операторів в Україні сертифіковані за органічним стандартом ЄС, що є еквівалентом Регламенту Ради (ЄС) № 834/2007 стосовно органічного виробництва і маркування органічних продуктів та Регламенту Комісії (ЄС) № 889/2008 «Детальні правила щодо органічного виробництва, маркування і контролю для впровадження Регламенту Ради (ЄС) № 834/2007». Сертифікацію відповідно до цього стандарту здійснюють 18 недержавних міжнародних органів сертифікації органічного Регламенту (ЄС) № 1235/2008 від 08.12.2008 р. [3].

Виробництво органічної продукції в Україні знаходиться на початковому етапі свого розвитку, особливо, у порівнянні з іншими системами землеробства. Разом з тим, обсяг експорту органічної продукції щорічно зростає.

Українську органічну продукцію купують переважно країни ЄС. У 2019 р. Україна посіла друге місце зі 123 країн за обсягами імпортованої органічної продукції до ЄС, піднявшись на дві сходинки порівняно з попереднім роком [4].

Так, протягом 2019 р. до ЄС ввезено 3,24 млн тонн органічної агропродукції, більше 10% якої – українська. При цьому український імпорт до ЄС збільшився на 27% – з 265,8 тис. тонн у 2018 р. до 337,9 тис. тонн в 2019 р. [4].

Найбільшими країнами-споживачами вітчизняної органічної продукції є Нідерланди, Німеччина, США, Швейцарія, Італія, Великобританія, Австрія, Польща,

Чехія, Франція, Угорщина, Румунія, Бельгія, Болгарія, Литва, Канада та Данія. Українські виробники також експортують в Австралію та деякі азіатські країни. Основними експортними продуктами є зернові, олійні, ягоди, гриби, горіхи, фрукти. Також експортуються макуха соняшника, борошно, олія соняшникова, шрот соняшниковий, яблучний концентрат та березовий сік. [4].

На думку багатьох експертів, розвиток в Україні органічного виробництва сприятиме: відтворенню родючості ґрунтів і збереженню навколишнього середовища; розвитку сільських територій і підйому рівня життя сільського населення; підвищенню ефективності та прибутковості сільськогосподарського виробництва; забезпеченню споживчого ринку здоровою якісною продукцією; зміцненню експортного потенціалу держави; поліпшенню іміджу України як виробника та експортера високоякісної здорової органічної продукції; забезпеченню продовольчої безпеки в Україні; поліпшенню загального добробуту громадян держави [5].

Виробництво органічної продукції є лише маленькою нішею аграрного сектору нашої держави. За значного земельно-ресурсного потенціалу лише незначна його частина в країні задіяна під органічним сільськогосподарським виробництвом. Однак Україна має достатньо високий потенціал для підвищення обсягів виробництва органічної продукції, тому це можна вважати однією із найперспективніших стратегій розвитку сільського господарства.

Заходи з екологізації сільського господарства

Сільське господарство є однією зі сфер господарювання, де виробничо-господарська діяльність безпосередньо пов'язана з використанням природних ресурсів. Враховуючи особливості взаємодії цієї галузі виробництва з навколишнім середовищем і її прямиий зв'язок з якістю продукції, яка надається споживачам, засоби та методи такого виробництва повинні бути максимально безпечними та екологічно спрямованими.

Розвиток аграрного сектора має потужний вплив на економічну ситуацію в Україні. Проте вітчизняний аграрний сектор за рівнем розвитку суттєво поступається розвинутих країнам світу, що підтверджується низькою економічною ефективністю сільськогосподарського виробництва. Тому проблема екологізації цієї галузі набуває вирішального значення для її розвитку та підвищення рівня конкурентоспроможності на світовому ринку [6].

Аналіз сучасного законодавства дав змогу виявити, що держава приділяє значну увагу екологізації саме аграрного виробництва.

Найбільш перспективними та конкретними нормами щодо заходів екологізації аграрного виробництва та стратегічних цілей держави щодо їх реалізації можна вважати норми, що закріплені в Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» (Стратегія 2030).

Якщо в Законі України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» чітко окреслювалося, що завданням у сільському господарстві є створення умов для широкого впровадження екологічно орієнтованих та органічних технологій ведення сільського господарства та досягнення у 2020 році їх використання та двократного збільшення площ їх використання у 2020 році до базового рівня, то у Стратегії 2030 ці завдання не конкретизуються, а загалом визначаються як розвиток галузевих стратегій із точки зору їх екологізації.

Основними напрямками екологізації сільського господарства в Україні мають стати наступні:

- виведення з інтенсивного сільськогосподарського обробітку малопродуктивних, техногенно забруднених і ерозійно небезпечних земель;
- впровадження агротехнічних заходів, спрямованих на поліпшення родючості й відновлення ґрунту;
- забезпечення пріоритетності вимог екологічної безпеки у використанні земельних ресурсів над економічними інтересами;
- збільшення обсягів інвестицій в сільське господарство;
- використання ресурсозберігаючих технологій, зокрема, запропонованої у рослинництві ресурсозберігаючої технології No-Till, яка дозволяє знизити енергоємність, збільшувати утримання вологи в ґрунті, покращувати доступність води, знижувати ерозію ґрунтів, впровадження принципів раціонального природокористування;
- пошук альтернативних методів ведення сільського господарства та розвиток органічного сільгоспвиробництва.

Вагоме значення в умовах екологізації аграрного виробництва належить саме запобіганню втраті ґрунтової родючості, що потребує системного застосування комплексу організаційних, агротехнічних, меліоративних заходів. Базовим стратегічним принципом зазначеного комплексу є запровадження новітніх ґрунтозахисних екологобезпечних технологій вирощування сільськогосподарських культур, в основу яких покладено науково обґрунтовані сівозміни, адаптовані до природних економічних умов та регіональних особливостей. Запровадженню у практику господарювання екологобезпечних технологій сприятиме максимальна

біологізація систем удобрення: розширення посівів багаторічних трав, сидератів, бобових культур, оптимізація у сівозмінах просапних культур.

Важливим напрямом екологізації використання земель сільськогосподарського призначення є впровадження сучасних технологій використання решток сільськогосподарського виробництва: гною, соломи, жому. Заміна синтетичних мінеральних добрив гноєм і компостами збагачує ґрунт органічними речовинами, відіграє вирішальну роль у підвищенні його родючості.

Аграрне виробництво в Україні є одним з джерел забруднення навколишнього середовища шкідливими відходами, тому методи та технології, які використовуються в аграрному виробництві, повинні максимально зменшувати кількість шкідливих відходів, застосовуючи безпечну сировину, очисне устаткування, яке відповідає усім технічним вимогам, а в подальшому – перехід до новітніх екологічно безпечних технологій.

Українські виробники не мають належної мотивації для проведення екологізації виробництва і тому суто державного контролю за процесом виробництва не достатньо.

Поштовхом для переходу до екологічно орієнтованого виробництва мають стати матеріальне стимулювання та зміна внутрішньої філософії ведення агробізнесу. Подальші перспективи у проведенні екологізації аграрного виробництва в Україні можна визначити як такі, що слідує за міжнародними тенденціями, але враховують специфіку вітчизняного аграрного виробництва, тобто максимальне зменшення шкідливого впливу на ґрунти, зменшення кількості шкідливих відходів, використання новітнього технічного обладнання на виробництвах та збільшення виробництва органічної продукції. [7].

Таким чином, сільське господарство є і залишиться актуальним та пріоритетним видом діяльності. На сьогоднішній день вже вдалося досягти певних позитивних зрушень у збільшенні обсягів виробництва валової продукції сільського господарства, урожайності основних культур, продуктивності худоби і птиці та ін. Тож, важливо раціонально використати, частково навіть зберегти наявний агропотенціал для забезпечення повноцінного сталого розвитку. При цьому важливо впровадження в реальну практику сільгоспвиробництва основних напрямків екологізації сільського господарства.

Література

1. Державна служба статистики України. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua>
2. ННЦ Інститут аграрної економіки. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: www.iae.ua/presscentre/archnews/2019-roku
3. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2018 році. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://merp.gov.ua>.
4. Міністерство аграрної політики та продовольства України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://agro.me.gov.ua/ua/napryamki/organichne-virobnictvo-v-ukrayini>
5. Моргун А. С., Мірзоева Т. В. Стан виробництва органічної продукції в Україні /Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Житомир 23-24 травня 2019 р.). – С. 303–307.
6. Цибуляк А. Г. Екологізація сільського господарства в умовах глобалізації // Агросвіт. – 2016. – № 9. – С. 34–38.
7. Багорка М. О. Основні складові мотиваційного механізму екологізації аграрного виробництва//Бізнес-навігатор. – 2018.– Вип 1-1. С. 62–66.

Вітько В. І., канд. фіз.-мат. наук;

Хабарова Г. В., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

РАДІАЦІЙНИЙ ВПЛИВ АЕС УКРАЇНИ ТА ЄВРОПИ НА КОРДОНІ

Вступ

Відповідно до вимог «Протокол про стратегічну екологічну оцінку», ратифікованого Законом України № 562-VIII від 01.07.2015 р. [1] та положень Директиви 2008/50/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 21 травня 2008 року про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи [2] необхідно проводити оцінку та управління якістю атмосферного повітря.

Згідно з п. 27 Директиви Ради 2013/59/Євратом від 5 грудня 2013 року про встановлення основних норм безпеки для захисту від загроз, обумовлених впливом іонізуючого випромінювання [3], необхідно враховувати екологічні критерії, що базуються на міжнародних визнаних наукових даних, та які опубліковані ЄС, МКРЗ [4], Науковим комітетом ООН з дії атомної радіації [5], Міжнародним агентством з атомної енергії (МАГАТЕ) [6] з метою довгострокового захисту здоров'я людини та довкілля від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання.

Рекомендацією Комісії 2004/2/Євратом від 18 грудня 2003 р. [7] запроваджено стандартизовану інформацію для повідомлення даних щодо скидів та викидів з атомних електростанцій (АЕС) та установок з перероблення відпрацьованого ядерного палива для передачі даних Комісії згідно зі статтею 36 Договору про Євратом. Згідно зі статтею 35 Договору про Євратом держави-члени повинні забезпечити наявність відповідної програми моніторингу рівня радіоактивності у довкіллі. Відповідно до статті 36 Договору про Євратом та Directive 2011/92/EU від 13 грудня 2011 р. [8] держави-члени повинні повідомляти Комісії результати такого моніторингу [9].

Крім зазначених документів забруднення атмосферного повітря радіоактивними речовинами регламентується Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97) [10] та Санітарними правилами проектування та експлуатації атомних станцій (СП АС-88) [11].

Міжнародне співробітництво в галузі охорони атмосферного повітря здійснюється відповідно до принципів, встановлених міжнародними договорами в галузі охорони атмосферного повітря [1-9].

Метою даної роботи є оцінювання взаємного транскордонного радіаційного впливу АЕС України та Європи на кордоні при нормальних умовах експлуатації та за проектній аварії.

1 АЕС України та Європи

В Україні знаходиться в експлуатації чотири АЕС: Запорізька АЕС, Южно-Українська АЕС, Хмельницька АЕС, Рівненська АЕС та на західному кордоні з Україною розташовані шість АЕС в країнах Європи: Словаччини (Mochovce, Bohunice), Чехії (Temelin, Dukovany), Угорщини (Paks), Румунії (Cernavoda).

Нами обрані 9 точок на західному кордоні України, через які можна оцінити вплив АЕС України та Європи на кордоні, див. рис. 1.



Рисунок 1 – Розташування європейських та українських АЕС та розрахункових точок на західному кордоні

2 Середньорічні значення ряду радіаційних параметрів на кордоні України та Європи, обумовлені викидами з АЕС, для безаварійного режиму експлуатації

В роботі розраховані значення середньорічних активностей радіонуклідів, викинутих з АЕС України в 9 контрольних точках. Точка, яка знаходиться на кордоні двох країн ураховувалася для кожної країни, тому число точок на рисунках більше 9.

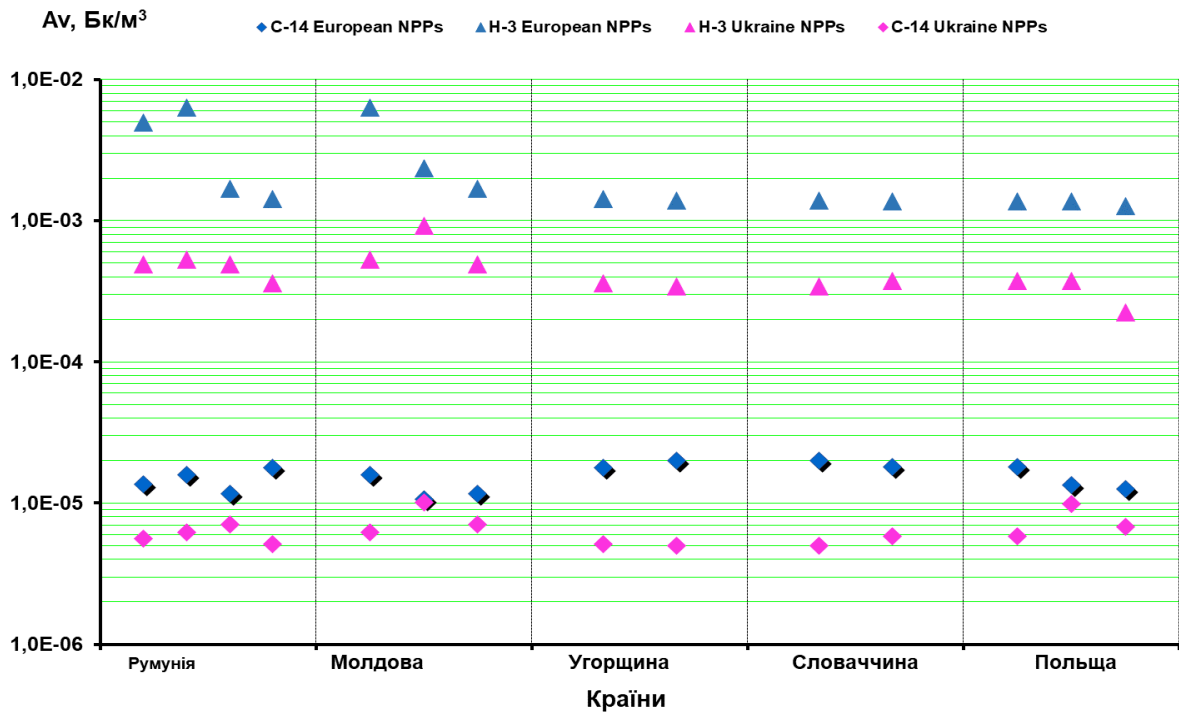


Рисунок 2а – Значення об'ємних активностей C-14 та H-3 АЕС Європи та України на кордоні

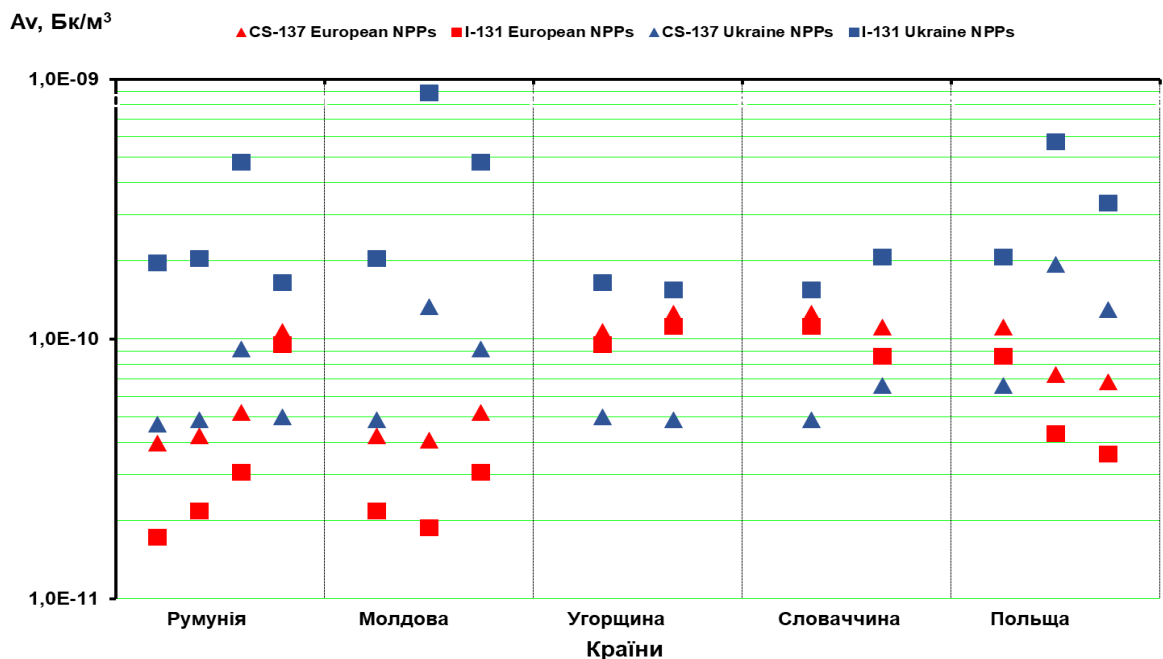


Рисунок 2б – Значення об'ємних активностей Cs-137 та I-131 АЕС Європи та України на кордоні

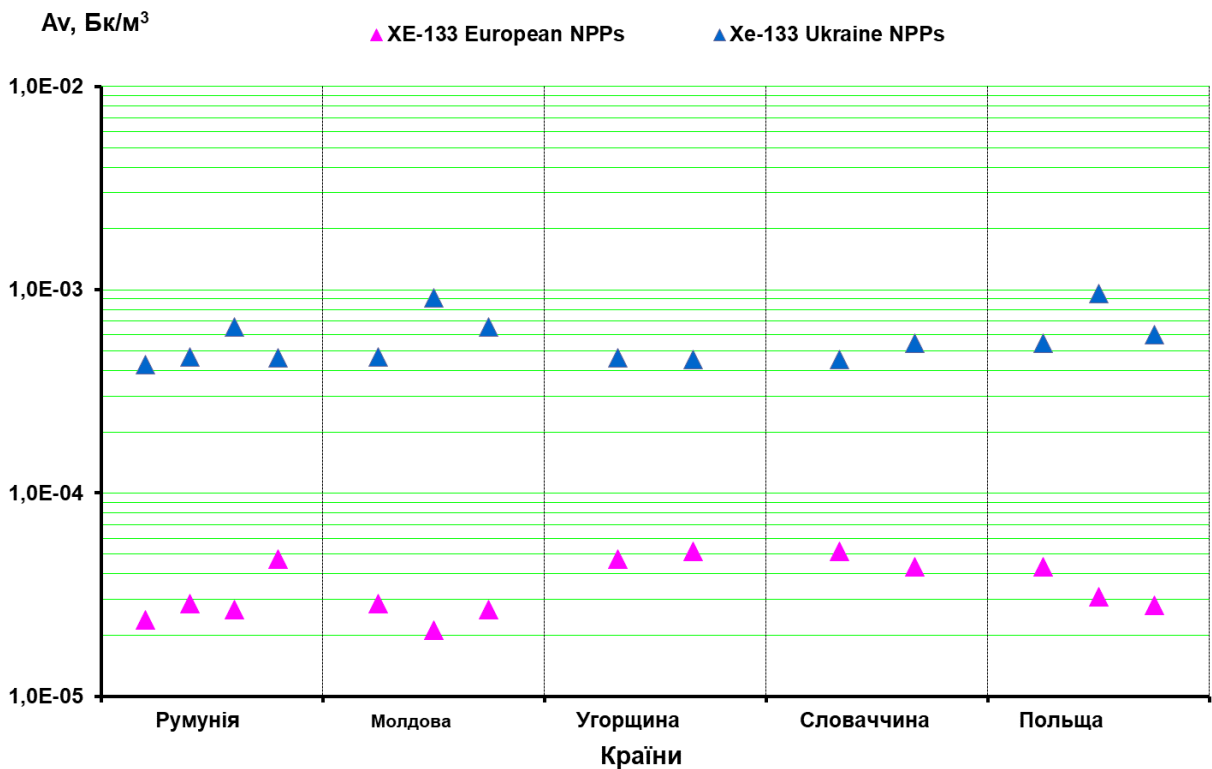


Рисунок 2в – Значення об'ємних активностей Хе-133 АЕС Європи та України на кордоні

На рис. 2а, 2б, 2в наведено залежності об'ємних активностей радіонуклідів для країн, які розташовані на західному кордоні з Україною.

За результатами розрахунків величини об'ємних активностей: Н-3 знаходяться в діапазоні 10^{-4} - 10^{-2} Бк/м³, величини яких від АЕС Європи приблизно в 10 разів більше, ніж від АЕС України по всій лінії кордону; С-14 знаходяться навколо значення 10^{-5} Бк/м³, величини яких від АЕС Європи приблизно в 2 рази більше, ніж від АЕС України по всій лінії кордону; Сs-137 знаходяться в діапазоні нижче 10^{-10} Бк/м³, величини яких від АЕС Європи та АЕС України приблизно однакові; І-131 знаходяться в діапазоні 10^{-11} - 10^{-9} , величини яких від АЕС України приблизно в 10 разів більше, ніж від АЕС Європи по всій лінії кордону; об'ємні активності Хе-133 знаходяться в діапазоні 10^{-5} - 10^{-3} , величини яких від АЕС України більше приблизно в 10 разів, ніж від АЕС Європи по всій лінії кордону [12, 13].

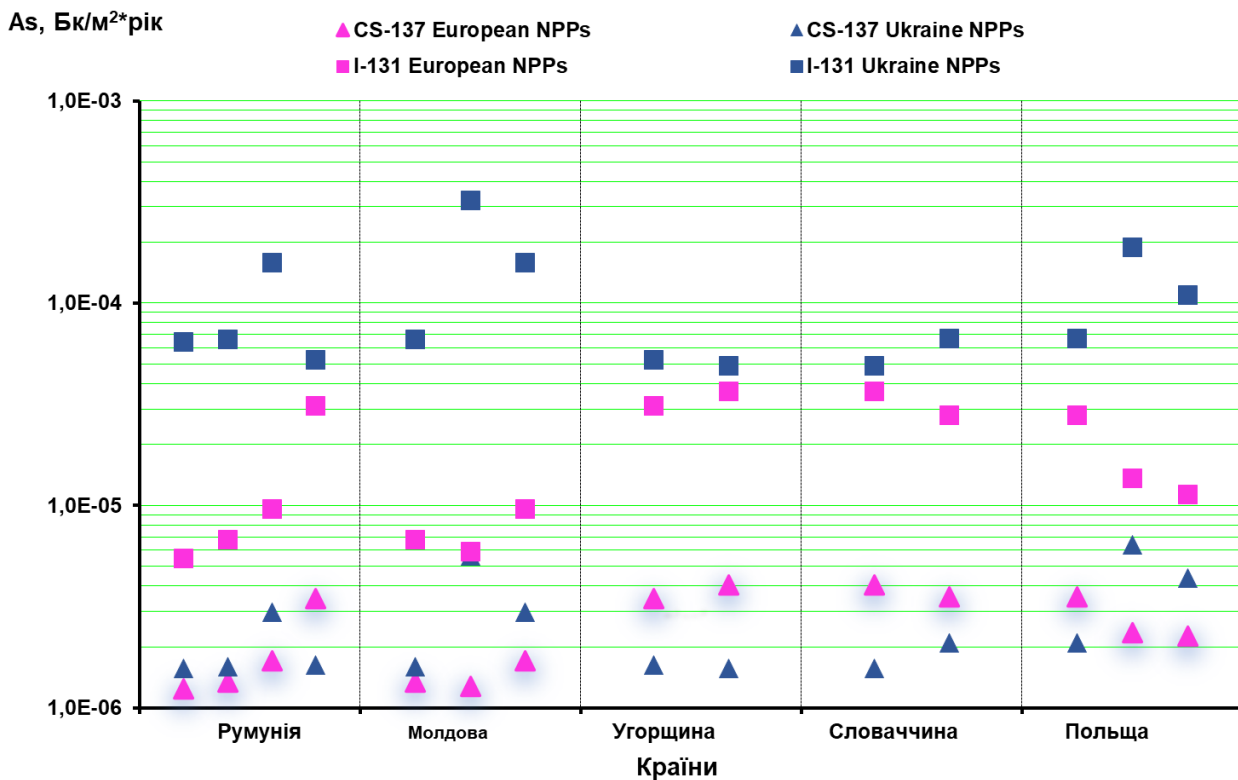


Рисунок 3 – Значення випадінь на поверхню ґрунту Cs-137 та I-131 АЕС Європи та України на кордоні

На рис. 3 наведено розрахункові величини випадінь на поверхню ґрунту Cs-137 та I-131 АЕС Європи та України на кордоні. Подібні за формою залежності розраховані і для інших залежностей всіх радіонуклідів, що випадають за рік на кордоні.

Величини випадінь радіонуклідів Cs-137 від АЕС Європи та України на кордоні знаходяться на рівні 10^{-6} [12, 13].

Величини випадінь радіонуклідів I-131 від АЕС Європи та України на кордоні знаходяться на рівні 10^{-5} - 10^{-3} , розрахункові значення яких від АЕС України більше приблизно в 10 разів, ніж від АЕС Європи по всій лінії кордону.

На рис. 4 наведені залежності максимальних значень річних доз для дорослого населення за 50 років, обумовлених викидами з АЕС Європи та України на кордоні. З наведених розрахунків видно, що при нормальному режимі експлуатації АЕС дози, обумовлені викидами за нормальними умовами експлуатації знаходяться у діапазоні 10^{-3} - 10^{-2} , і дуже малі [12, 13]. Середньосвітова річна доза дорівнює 1,1 мЗв, див. [14].

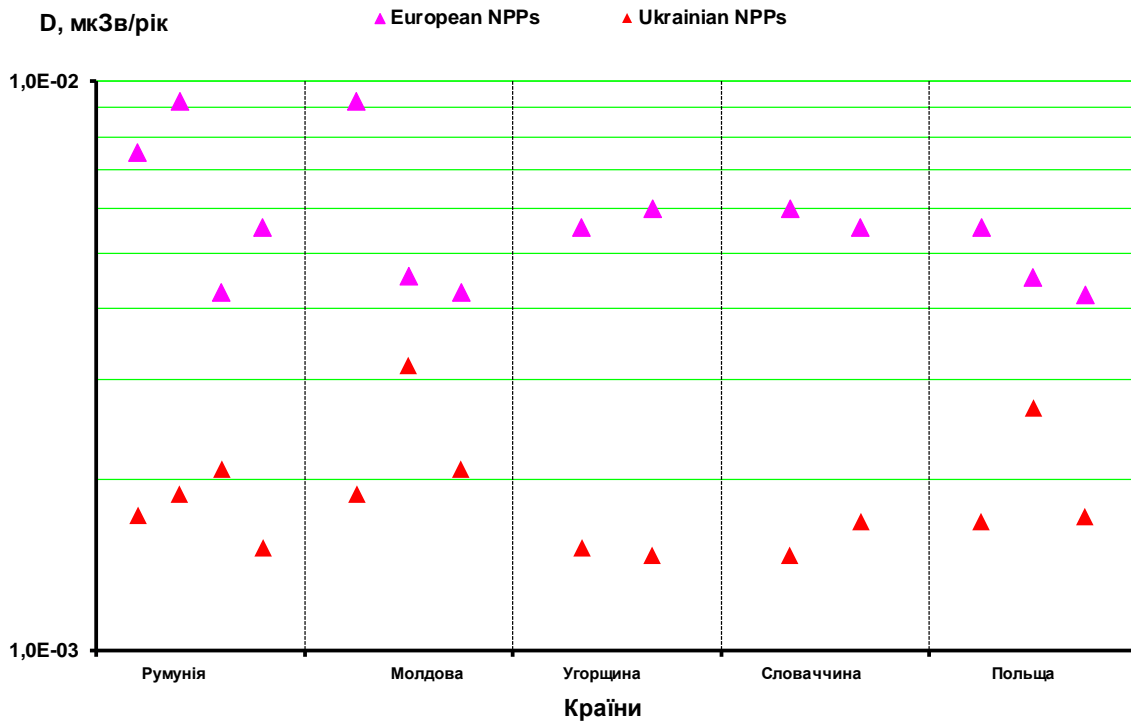


Рисунок 4 – Максимальні значення річних доз для населення за 50 років на кордоні Європи та України, обумовлених викидами АЕС

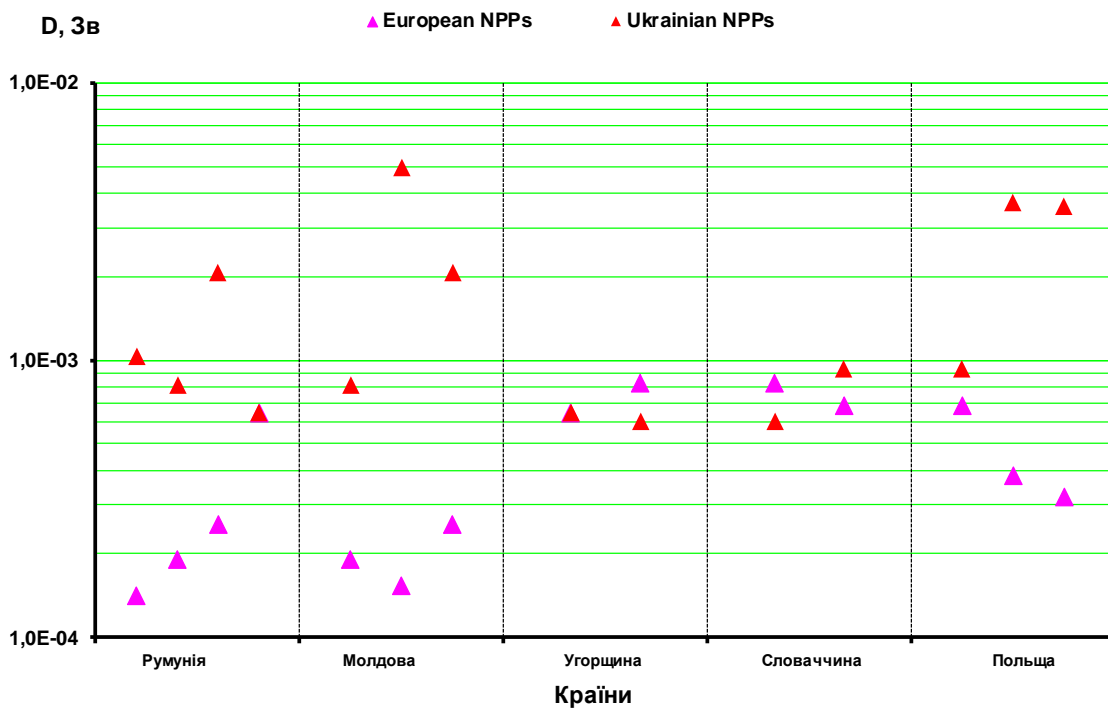


Рисунок 5 – Максимальні значення доз для населення за 50 років на кордоні Європи та України при запроектній аварії

Тому що дози, обумовлені викидами при нормальних умовах експлуатації, дуже малі, розрахункові розходження у величинах радіаційних параметрів не мають принципового значення.

Максимальні дози обумовлені наступними радіонуклідами: С-14 – 98,8%, Н-3 – 1%, Cs-134 та Cs-137 - 0,04%, Хе-133 - 0,02% та І-131-0,01%.

3 Оцінки доз на кордоні Європи та України, обумовлені викидами з АЕС, для серйозної аварії

На рис. 5 наведені залежності максимальних значень доз для дорослого населення за 50 років, обумовлених викидами з АЕС Європи та України на кордоні при запроектній аварії. При запроектній аварії при розрахунках задавався викид Cs-137 на рівні 30 ТБк і викид остатніх радіонуклідів згідно рівноваги [13].

Визначено, що максимальні величини доз при запроектній аварії знаходяться в діапазоні 10^{-4} - 10^{-2} . Оскільки при розрахунках для всіх АЕС Європи та України задавалися однакові параметри викидів, то вклад в сумарну дозу на кордоні обумовлено лише відстанню тією чи іншою точкою на кордоні від найближчої АЕС. На кордоні Польщі, Молдови та Румунії вклад АЕС України більший, тому що її АЕС ближче ніж АЕС Європи. Лише для Чернаводської АЕС вибиралися інші параметри викидів при ЗПА.

Висновок

Проведено розрахунки радіаційних параметрів, які обумовлені викидами АЕС України та Європи на кордоні. Показано діапазони отриманих з розрахунків величин, які обумовлені викидами АЕС України та Європи на кордоні.

Всі розраховані радіаційні параметри від викидів АЕС України та Європи на кордоні при нормальному режимі експлуатації дуже малі. Величини доз, обумовлені викидами АЕС України та Європи знаходяться на рівні 10^{-3} мкЗв/рік, що приблизно на 6 порядків менше величини середньосвітової річної дози, обумовленої природнім радіаційним фоном.

Для розрахункової запроектної аварії (в літературі серйозної) максимальні значення на кордоні знаходяться на рівні декількох мЗв.

Література

1. «Протокол про стратегічну екологічну оцінку», ратифікований Законом України № 562-VIII від 01.07.2015 р. URL: http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_b99?lang=en. (Ukr).
2. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. 21.05.2008. URL: http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_950.
3. Директива Ради 2013/59/Євратом від 5 грудня 2013 року про встановлення основних норм безпеки для захисту від загроз, зумовлених впливом іонізуючого випромінювання, і скасування директив 89/618/Євратом, 90/641/Євратом, 96/29/Євратом, 97/43/Євратом і 2003/122/Євратом (ОБ L 13, 17.01.2014, с. 1). URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/984_006-13/print.
4. ICRP72 International Commission on Radiological Protection, «Age Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides, Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients» ICRP Publication 72, Pergamon Press, Oxford, 1996.
5. Sources, effects and risks of ionizing radiation // United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988 Report to the General Assambly with annexes. — New York, 1988. – 123 p.
6. Міжнародне агентство з атомної енергії (МАГАТЕ). URL: <https://www.iaea.org/ru>
7. Рекомендації Комісії 2004/2/Євратом від 11 жовтня 2010 року про застосування статті 37 Договору про Євратом (2010/635/Євратом). URL: <http://enref.org/wp-content/uploads/2015/04/115-rec-2010-635-final-ua.pdf>
8. Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32014L0052>.
9. Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32014L0052>
10. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел опромінення (НРБУ-97/Д-2000). ДГН 6.6.1-6.5.061-2000). Київ: НКРЗУ, 2000. – 84 с.
11. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-88), 1988.
12. Вітько В.І., Карташов В.В., Хабарова Г.В. Радіаційний вплив АЕС України на кордоні суміжних країн / Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVII Міжнародної науково-практичної конференції 14–18 вересня 2020 року/УКРНДІЕП.–ПП «Стиль-Іздат», 2020. – с. 110-114.

13. Вітько В.І., Карташов В.В., Хабарова Г.В. Оцінка транскордонного впливу викидів радіонуклідів АЕС України при нормальних та аварійних умовах експлуатації / Зб. наукових праць Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки/УКРНДІЕП; ХНУ імені В.Н. Каразіна–ПП «Стиль-Іздат», 2020. – Вип. 42 с. 92-98.

14. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. UNITED NATIONS, New York, 1993, - 922 pp.

Гоков А. М., канд. физ-мат. наук, доц.

Харьковский национальный экономический университет им. С. Кузнеця, г. Харьков

ИССЛЕДОВАНИЯ ОТКЛИКА СРЕДЫ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОВОЛН НА УДАЛЕННЫЕ СТАРТЫ И ПОЛЕТЫ КОСМИЧЕСКИХ АППАРАТОВ

Введение

Старты и полеты космических аппаратов (КА) с работающим двигателем, падение КА, вызывают ряд процессов в ионосфере. Явления, сопровождающие запуски ракет, отличаются многообразием, своими пространственно-временными, энергетическими и другими характеристиками. Они зависят от расстояния до траектории КА, его высоты, типа топлива, мощности двигателей и состояния ионосферы как в месте старта и полета КА, так и в пункте наблюдения. Классификацию возмущений в ионосферной плазме, возникающих в период старта и полета КА, обычно производят по их пространственным масштабам. Возмущения с горизонтальным масштабом $L_1 \leq 100$ км, $L_2 \sim 100 - 1000$ км и $L_3 \sim 1000 - 10000$ км соответственно называют локализованными, крупномасштабными и глобальными. Локализованные возмущения непосредственно примыкают к корпусу ракеты, зависят от ее скорости V и тяги двигателей F ; они перемещаются вместе с ракетой вдоль траектории полета. Было установлено, что выбросы сотен тонн воды и молекулярного водорода во время старта ракеты приводят к уменьшению концентрации электронов N в ионосферной плазме. Это явление получило название ионосферной дыры. Ее размер в F-области ионосферы ~ 1000 км, N уменьшается в 2–3 раза через $\sim 30-40$ мин после запуска ракеты. Время существования дыры составляет несколько часов. Горизонтальный размер области пониженной концентрации растет с ростом высоты и составляет $\sim 10-1000$ км для $z \sim 100-300$ км соответственно. Возникновение пониженной ионизации сопровождается генерацией волн концентрации с кажущейся скоростью $V \sim 0,1-1$ км/с и периодами $T \sim 10-100$ мин. Сравнительно хорошо экспериментально изучены основные типы, величина и характер возмущений в плазме в E и F-областях ионосферы, выяснены механизмы переноса возмущений на глобальные расстояния, их скорости распространения. Возмущения в ионосферной плазме возникают в результате генерации ударной акустической волны (УАВ) и волн электромагнитной природы (различного типа магнитогидродинамические волны), что

приводит к существенному электромагнитному загрязнению среды распространения радиоволн. Иная картина в настоящее время имеет место в исследованиях реакции нижней ионосферы на старты и полеты КА. Известны лишь эпизодические экспериментальные исследования. Вызвано это, в первую очередь сложностью состава и физико-химических процессов, протекающих в D-области, а также трудностями проведения длительных экспериментальных исследований. Эта часть ионосферной плазмы наиболее близка к поверхности Земли и широко используется в целях радиосвязи, радионавигации и т.д. Поэтому любые электромагнитные загрязнения среды в ней приводят к существенным изменениям условий распространения радиоволн. В работе приведены результаты экспериментальных исследований вариаций концентрации электронов и условий распространения КВ радиоволн в среднеширотной D-области во время удаленных стартов ракет разного типа.

Техника и методика экспериментальных исследований

Экспериментальные исследования в течение ряда лет проводились в Радиофизической обсерватории Харьковского Национального Университета им. В.Н. Каразина вблизи г. Харькова при помощи комплекса аппаратуры [1] методом частичных отражений (ЧО). Основные параметры комплекса метода ЧО были следующие: зондирующие частоты $f = 2,21$ и $2,31$ МГц, длительность импульсов $\tau = 25$ мкс с частотой повторения $F = 1$ Гц, импульсная мощность $P = 150$ кВт, коэффициент усиления антенны $G = 40$. Во время эксперимента регистрировались высотно-временные зависимости амплитуд смеси частично отраженного сигнала и радишума $A_{so,x}(z,t)$ (где t - время, индексы "о" и "х" соответствуют обыкновенной и необыкновенной поляризациям) с 14 или 22 высотных уровней, начиная с 45 или 60 км через $\Delta z = 3$ км. Измерения $A_{so,x}(z,t)$ и $A_{no,x}(t)$ выполнялись непрерывными сеансами длительностью единицы-десятки часов. Для выделения амплитуд частично отраженных сигналов $A_{o,x}(z,t)$ записывались также амплитуды только радишума $A_{no,x}(t)$ (2-6 выборок в полосе частот 50 кГц), в моменты времени, предшествующие излучению зондирующего импульса. Оценки средних величин интенсивностей ЧО сигнала $\langle A_{x,o}^2 \rangle$ и шумов $\langle A_{nx,no}^2 \rangle$ осуществлялись по 60 реализациям на интервале времени 60 с. Статистическая погрешность этих оценок не превышала 10%. Вычислялись высотно-временные зависимости $\langle A_{x,o}^2 \rangle(z,t)$ и $\langle A_{nx,no}^2 \rangle(t)$. По

полученным $\langle A_{x,o}^2 \rangle(z)$ на фиксированных высотах с шагом $\Delta z = 3$ км вычислялись высотные профили электронной концентрации $N(z)$ по методике дифференциального поглощения на интервалах усреднения $\Delta t = 5$ и 10 мин. Удаление от места старта ракет до пункта наблюдения составляло $R_1 \sim 700-10000$ км. Всего анализу подверглись около 220 экспериментов. Из них около 150 экспериментов выполнены во время стартов КА в ночное время и в периоды прохождения утреннего и вечернего солнечного терминатора. Анализ этого массива экспериментальных данных показал, что в этих экспериментах однозначно связать изменения характеристик ЧО сигналов и радиошумов, а также параметров ионосферы с возмущениями в ионосфере, производимыми стартом и полетом КА, не представляется возможным. Поэтому отдельно анализировались данные, полученные в дневное время, когда возможные изменения характеристик ЧО сигналов, радиошумов и параметров ионосферы можно идентифицировать с рассматриваемыми возмущениями.

Результаты экспериментальных исследований

Поскольку удаление пункта наблюдений от места стартов КА составляло, как отмечено выше, $R_1 \sim 700-10000$ км, то была предпринята попытка обнаружения возможных глобальных возмущений $N(z,t)$ в среднеширотной D-области во время удаленных стартов и полетов ракет различной мощности. Отчетливые изменения $N(z,t)$ удалось зарегистрировать не во всех экспериментах. Это обусловлено рядом причин: условия в ионосфере в месте старта (полета) и наблюдения, тип (мощность двигателей) ракеты, состояние радиационных поясов Земли и др. Основные особенности высотно-временных вариаций $N(z,t)$ в периоды стартов ракет разного типа сводятся к таким: 1) для ракет типа «Космос» характерным оказалось следующее (старт 15.07.2000): на высотах $z \geq 84$ км через 40–45 мин после старта N уменьшалась на 50–100% в течение 40–50 мин с последующим восстановлением к суточному ходу; на $z \leq 81$ км в экспериментах наблюдались квазигармонические изменения N с амплитудой $\sim 50\%$ в течение примерно 2 часов. Отметим, что полная масса ракет этого типа составляла около 110 т, начальная тяга – около 160 000 кгс. Время работы первой и второй ступеней составляло 130 с и 375 с соответственно. Ракета типа «Космос» относится к КА средней тяжести, мощность их двигателей $\sim 10^8-10^9$ Вт, а энерговыделение не менее 10^{11} Дж. Старт ракет этого типа происходил на самом близком удалении от пункта наблюдений; 2) в период старта КА «Протон»

квазигармонические изменения N на $z \geq 87$ км с амплитудой $\sim 50\%$ с периодом $T \geq 30$ мин. наблюдались через ~ 10 - 15 мин. после старта. Полная масса ракет этого типа составляла около 715 т, начальная тяга – около $903\,000$ кгс. Время работы первой, второй, третьей и четвертой ступеней составляло 125 с, 206 с, 240 с и 600 с соответственно. Ракета типа «Протон» относится к КА тяжелого типа, мощность их двигателей $\sim 10^{10}$ - 10^{11} Вт, а энерговыделение не менее 10^{13} Дж; 3) в период старта КА «Зенит» на высотах 87 – 90 км через 10 – 15 мин после старта значения N уменьшились на $\sim 50\%$ в течение примерно 30 мин., затем (т.е. примерно через 45 – 55 мин после старта) во всей D-области наблюдались квазипериодические изменения N с амплитудой ~ 50 – 100% в течение примерно 3 час (см. пример на рис. 2b). Полная масса ракет этого типа составляла около 480 т, начальная тяга – около $770\,000$ кгс. Время работы первой и второй ступеней составляло 150 с и 315 с соответственно. Ракета типа «Зенит» относится к КА тяжелого типа, мощность их двигателей $\sim 10^{10}$ - 10^{11} Вт, а энерговыделение не менее 10^{13} Дж; 4) во время старта КА «Союз» обнаружены следующие основные особенности в изменениях N (полная масса ракет этого типа составляла около 300 т, начальная тяга – около $410\,000$ кгс. Время работы первой и второй ступеней составляло 150 с и 315 с соответственно. Ракета типа «Союз» относится скорее к КА тяжелого типа тяжести, мощность их двигателей $\sim 10^{10}$ – 10^{11} Вт, а энерговыделение не менее 10^{13} Дж.): квазигармонические изменения N на 81 - 84 км с амплитудой $\sim 50\%$ и периодом ~ 50 мин через 40 – 50 мин после старта в течение примерно 3 часов; квазигармонические изменения N во всей D-области с амплитудой $\geq 50\%$ и периодом ~ 50 мин через 40 – 50 мин после старта в течение 2 – 2.5 часов; квазигармонические изменения N на $z \geq 93$ км с амплитудой ~ 50 - 100% и периодом ~ 30 – 40 мин через ~ 10 мин после старта; 5) во время старта КА «Delta-II» обнаружены следующие характерные особенности в изменениях N : квазигармонические изменения N на $z \geq 84$ км с амплитудой ~ 50 - 100% и периодом ~ 30 - 40 мин через ~ 10 мин после старта. Полная масса ракет этого типа составляла около 230 т, начальная тяга – около $360\,000$ кгс. Время работы нулевой, первой, второй и третьей ступеней составляло 64 с, 265 с, 444 с и 88 с соответственно. Ракета типа «Delta-II» относится скорее к КА среднего типа тяжести, мощность их двигателей $\sim 10^9$ – 10^{10} Вт, а энерговыделение не менее 10^{12} Дж; 6) во время старта КА «Atlas» на высоте 84 км концентрация электронов возрастала через 10 – 15 мин примерно на 80% в течение 25 - 30 мин с последующим типичным суточным ходом. Полная масса ракет этого типа составляла около 234 т, начальная тяга – около $362\,000$ кгс. Время работы нулевой, первой, второй и третьей ступеней составляло 56 с, 172 с, 283 с и 393 с

соответственно. Ракета типа «Atlas» относится к КА среднего типа тяжести, мощность их двигателей $\sim 10^9\text{--}10^{10}$ Вт, а энерговыделение не менее 10^{12} Дж; 7) в период старта КА «Ariane» на высоте 84 км плотность электронов возрастала через 35–45 мин примерно на 100% в течение 25-30 мин с последующими квазигармоническими изменениями с амплитудой $\sim 50\text{--}100\%$ час. Полная масса ракет этого типа составляла около 470 т, начальная тяга – около 550 000 кгс. Время работы нулевой, первой, второй и третьей ступеней составляло 142 с, 205 с, 125 с и 759 с соответственно. Ракета типа «Ariane» относится к КА тяжелого типа, мощность их двигателей $\sim 10^{10}\text{--}10^{11}$ Вт, а энерговыделение не менее 10^{13} Дж; 8) в период старта КА «Columbia» и «Atlantis» отчетливых изменений N , связанных со стартами, не обнаружено поскольку старты происходили вблизи периода прохождения терминатора в пункте наблюдений и поэтому однозначно идентифицировать наблюдаемые изменения N не представляется возможным; 9) в период старта тяжелой (масса около 400 т) ракеты GSVL (ракеты запускались с космодрома в Индии, расстояние до места наблюдения составляло около 5600 км обнаружены характерные квазигармонические изменения N на $z \geq 84$ км с амплитудой $\sim 50\text{--}100\%$ и периодом $\sim 30\text{--}40$ мин через ~ 10 мин после старта; 10) в период старта КА малой тяжести «Рокот» (масса ракет составляла около 97 т, начальная тяга – около 160 000 кгс.), «Titan» (масса ракет составляла около 150 т, начальная тяга – около 194 000 кгс.) и «Discovery» изменений N , связанных со стартами, не обнаружено.

Обсуждение

В периоды удаленных стартов КА экспериментально обнаружены особенности в высотно-временных изменениях концентрации электронов в среднеширотной D-области ионосферы: 1) квазигармонические изменения N на $z \geq 81$ км с амплитудой $\sim 50\text{--}100\%$ и периодом $\sim 30\text{--}40$ мин через ~ 10 мин после старта; 2) квазигармонические изменения N на 81–90 км с амплитудой $\sim 50\%$ и периодом $\sim 30\text{--}50$ мин через 40–50 мин после старта в течение примерно 2–3 часов; 3) во время старта КА «Космос» на высотах $z \geq 84$ км через 40-45 мин после старта N уменьшалась на 50–100% в течение 40–50 мин. с последующим восстановлением к суточному ходу. В целом же поведение концентрации электронов (отклик) носит больше неоднозначный характер, обусловленный, по-видимому, целым рядом факторов, о которых кратко сказано выше. Известно [2], что старты КА сопровождаются крупномасштабными и глобальными возмущениями в ионосфере. В приземной атмосфере ($z < 90\text{--}100$ км) работа ракетных двигателей и полет КА со сверхзвуковой скоростью приводят к

генерации и усилению ударных акустических волн (УАВ). Мощность таких УАВ составляет $P_A \approx 10^8 - 10^{10}$ Вт для тяжелых и сверхтяжелых ракет (примерно $10^{-3} - 10^{-2}$ мощности реактивной струи). Наиболее благоприятным для генерации УАВ является диапазон высот в нижней части E -области ионосферы (100-130 км), поскольку эта область ионосферной плазмы расположена над мезосферным волноводом, который эффективно захватывает и каналирует волны акустического типа на большие расстояния. Атмосфера на этих высотах еще достаточно плотная, а КА движется уже со сверхзвуковой скоростью, что полностью удовлетворяет условиям генерации УАВ. Уже экспериментально известно, что УАВ в месте ее генерации приводит к относительным изменениям $N \sim 10 - 100\%$. Ударная волна является источником акустико-гравитационных волн (АГВ), которые распространяются на высотах E - и F - областей ионосферы на расстояния не менее 2000 км. Сверхзвуковое расширение плазмы реактивной струи ракетного двигателя и сверхзвуковое движение плазмы под действием КА в гиротропной ионосфере вызывает генерацию электромагнитных и магнитогидродинамических (МГД) волн различных типов (см., напр., [3]). Экспериментально обнаруженные возмущения концентрации электронов в среднеширотной D -области ионосферы примерно через 10–15 мин после старта КА могут быть связаны с генерацией МГД-возмущений в ионосферной плазме, которые, при определенных условиях, воздействуя на радиационные пояса Земли, могут вызвать пульсирующие высыпания электронов высоких энергий. Последние, в свою очередь, могут вызывать наблюдаемые экспериментально изменения концентрации электронов на больших удалениях от места старта КА. Подобный механизм ранее был предложен для объяснения экспериментальных результатов, полученных во время мощных удаленных землетрясений и сильных гроз (см., напр., [4]). Возмущения N через 45-50 мин. после старта КА, по-видимому, связаны с включением корректирующих двигателей ракет. Маловероятно, что такие значительные возмущения связаны с распространением волн (в частности, АГВ) в нижней ионосфере. Более вероятно, что эти возмущения концентрации электронов вызваны пульсирующими потоками частиц из магнитосферы. Эти процессы высыпаний могут быть стимулированы включением корректирующих двигателей ракет. По методике [5] на основе механизма о высыпании высокоэнергичных частиц (электронов, протонов) для обсуждаемых экспериментов оценим параметры потоков электронов. По величине электронной концентрации в невозмущенных N_0 и возмущенных N условиях оценивались скорости ионизации $q_0 = \alpha_0 N_0^2, q = \alpha N^2$, где α_0 и α –

соответствующие коэффициенты рекомбинации. Для простоты будем пренебрегать нагревом атмосферы при высыпании частиц и полагать $\alpha \approx \alpha_0$. Считается также, что на меньших высотах преобладает рекомбинация электронов с ионами-связками, для которых $\alpha \approx 10^{-11} \text{ м}^3\text{с}^{-1}$. Это справедливо при $z \leq 75\text{--}90$ км в условиях слабо возмущенной ионосферы для дневного и ночного времени соответственно. На больших высотах α постепенно уменьшается от 10^{-11} до $2 \cdot 10^{-13} \text{ м}^3\text{с}^{-1}$. Последнее значение характерно для рекомбинации электронов с ионами NO^+ и O_2^+ . Если пренебречь распределением высыпающихся частиц по энергиям, которое при наземных наблюдениях неизвестно, то плотность потока мощности частиц $P_1 \approx 2\varepsilon_i \Delta z \Delta q$, где $\Delta q = q - q_0$, $\varepsilon_i \approx 35$ эВ – энергия, затрачиваемая на один акт ионизации, Δz – диапазон высот, где эффективно поглощается поток частиц данной энергии ε . Далее будем полагать, что $\Delta z = 10$ км. С другой стороны, параметр P_1 связан с потоком частиц p : $P_1 = \varepsilon p$. Имея P_1 можно оценить мощность и энергию частиц высыпающихся на площади S : $P = P_1 S$, $E = P \Delta T$, где ΔT – длительность высыпаний. Методика оценки параметров потока частиц сводится к вычислению величины Δq , затем – P_1 , p , P и E . Результаты расчетов приведены в таблице 1. В расчетах принимали $S = 10^{14} \text{ м}^2$. Полагали также, что наиболее эффективно воздействуют на плазму в D-области потоки электронов с энергиями $\varepsilon > 40$ кэВ, что вполне оправданно.

Таблица 1 – Параметры потоков электронов

Дата	05.06.2000	20.11.1998	26.02.2001	13.08.1998	24.10.1998	18.04.2001
z , км	84	87	81	93	84	84
N_0 , м^{-3}	2.0×10^8	10×10^8	8.5×10^8	20×10^8	5.0×10^8	3.6×10^8
N , м^{-3}	4.2×10^8	16×10^8	1.9×10^9	35×10^8	11.5×10^8	9.0×10^8
q_0 , $\text{м}^{-3}\text{с}^{-1}$	2.8×10^5	2.0×10^6	7.2×10^6	8.5×10^5	1.8×10^6	7.2×10^5
q , $\text{м}^{-3}\text{с}^{-1}$	12.3×10^5	5.2×10^5	3.4×10^7	24.4×10^5	10.5×10^6	5.7×10^6
Δq , $\text{м}^{-3}\text{с}^{-1}$	9.5×10^5	3.2×10^6	2.7×10^7	1.6×10^6	8.7×10^6	5.0×10^6
P_1 , Дж $\text{м}^{-2}\text{с}^{-1}$	3.2×10^{-6}	1.1×10^{-5}	9.2×10^{-5}	5.4×10^{-6}	3.0×10^{-5}	1.7×10^{-5}
p , $\text{м}^{-2}\text{с}^{-1}$	2.1×10^8	9.2×10^8	2.1×10^9	4.5×10^8	2.1×10^9	1.1×10^9
ε , МэВ	0.1	0.08	0.15	0.08	0.1	0.1
P , Вт	3.2×10^8	1.1×10^9	9.2×10^9	5.4×10^8	3.0×10^9	1.7×10^9
E , Дж	7.7×10^{11}	13×10^{12}	2.8×10^{13}	6.5×10^{11}	5.4×10^{12}	3.1×10^{12}
ΔT , с	2.4×10^3	1.2×10^3	3.0×10^3	1.2×10^3	1.8×10^3	1.8×10^3

Оказалось, что наблюдаемые квазипериодические вариации N в нижней ионосфере могут быть вызваны пульсирующими потоками электронов с $p \sim 10^8\text{--}10^9 \text{ м}^2\text{с}^{-1}$ с энергией $10^2\text{--}10 \text{ кэВ}$. Такие значения концентрации потоков электронов сходны по величине с значениями потоков в периоды возмущений другой природы (см., например, [4, 5]) и не представляются большими в условиях среднеширотной ионосферы. Подобные изменения в ионосферной плазме нижней ионосферы приводят к существенному электромагнитному загрязнению среды распространения радиоволн, нарушениям и сбоям в работе систем радиосвязи, радионавигации, компьютеризованных систем и т.д.

Література

1. Tyrnov O. F., Garmash K. P., Gokov A. M., et. al. The Radiophysical Observatory for Remote Sounding of the Ionosphere. Turkish J. of Physics. – 1994. – V.18. – No11.–P. 1260 – 1265.
2. Костров Л. С., Розуменко В. Т., Черногор Л. Ф. Доплеровское радиозондирование возмущений в средней ионосфере, сопровождающих старты и полеты космических аппаратов. Радиофизика и радиоастрономия. – 1999. – Т.4, – № 3. – С.227 – 246.
3. Афраймович Э. А., Перевалова Н. П., Плотников А.В. Регистрация ионосферных откликов на ударно-акустические волны, генерируемые при запусках ракет-носителей. Геомагнетизм и аэрономия. – 2002. – Т. 43. – № 6. – С. 790 – 797.
4. Гоков О. М. Збурення в низькотемпературній плазмі середньоширотної нижньої іоносфери, обумовлені природними джерелами / О. М. Гоков. – Монографія. – Харків: Вид. ХНЕУ, 2010. – 176 с.
5. Chernogor, L. F. Flux parameters of energetic particles affecting the middle latitude lower ionosphere / L. F. Chernogor, K. P. Garmash, V. T. Rozumenko // Радиофизика и радиоастрономия. – 1998. – Т. 3, № 2. – С. 191– 197.

Єфімова А. В., магістрант;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Воронов Г. К., канд. техн. наук

*Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова,
м. Харків*

СУЧАСНИЙ СТАН ВИКОРИСТАННЯ КЕРАМІКИ ДЛЯ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ПИТНОЇ ВОДИ

Найважливішим аспектом здорового життя людини є вживання води, яка насичена корисними природними елементами. Сучасний спосіб життя призводить до високого ступеня забруднення і перенасичення води шкідливими речовинами. Лише імплементація принципів інтегрованого управління в системі галузевих підкомплексів водного господарства до регіональних і національних умов дозволить вирішити важливу стратегічну задачу управління водними ресурсами України[1] з урахуванням Директиви 2000/60/ Європейського парламенту та Ради ЄС, яка встановлює рамкову структуру дій Союзу в галузі водної політики [2].

В Україні регламентуючими документами якості питної води є «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) [9], «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів Cs-137 і Sr-90 у продуктах харчування та питній воді» (ДР-97) [10], Державні санітарні правила і норми «Влаштування та утримання колодязів і каптажів джерел, що використовуються для централізованого господарчо-питного водопостачання» [11], Державні санітарні правила і норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарчо-питного водопостачання» тощо.

Нині для поліпшення якості води використовуються різні побутові й промислові фільтри та системи очищення. Загальною їх властивістю є висока ступінь усунення шкідливих речовин, важких металів і органічних забруднень. Одним з найбільш ефективних і сучасних способів очищення є використання фільтрів зворотного осмосу. Особливістю такого фільтра складається в його будові. В основі цієї системи знаходиться спеціальна напівпроникна мембрана[3].

Зворотньоосмотичні мембрани містять вузькі пори, і тому є найбільш селективними. Вони затримують все бактерії та віруси, більшу частину розчинених солей та органічних речовин, в тому числі залізо, гумусові сполуки, які надають воді

забарвлення й патогенні речовини. Пропускає така мембрана лише молекули води і легких мінеральних солей. При використанні таких сучасних фільтрів все ж можуть проявлятися наступні побічні ефекти [3].

- Повна відсутність вибіркості. Наприклад, використовуючи зворотнього осмосу для очищення питної води від нітратів, ми одночасно видаляємо з неї практично повністю інші катіони і аніони, в тому числі життєво необхідні.

- Вода після зворотнього осмосу (пермеат) позбавлена елементів жорсткості – кальцію і магнію. Постійне використання такої води в якості питної є фактором ризику для розвитку захворювань серцево-судинної системи і опорно-рухового апарату.

- Пермеат зворотнього осмосу характеризується вкрай низькою (іноді практично нульовий) лужністю за рахунок критичного зниження концентрації гідрокарбонат-іонів, що часто супроводжується зниженням водневого показника (рН) до неприйнятних для питної води значень.

- Зворотній осмос позбавляє воду життєво важливих мікроелементів – наприклад, фтору. Відсутність фтору в питній воді сприяє розвитку карієсу у різних вікових груп.

- Приготування їжі на зворотноосмотичній воді призводить до значного збіднення вихідного мінерального складу готується продуктів.

Отже, дуже висока ступінь очищення води найчастіше вимагає її подальшої мінералізації. Для очищеної води, особливо питної, важливою якістю є наявність в ній корисних для організму людини речовин. В природі вода є основним і необхідним джерелом, що підтримує життя за рахунок мікроелементів, які знаходяться в її складі. Тому після очищення обов'язковою умовою є використання мінералізатора, який збагачує воду мінералами, солями калію, натрію, кальцію і магнію [10].

Мінералізація є одним з важливих чинників якості питної води. Від її рівня залежить смак води та те, як вона вплине на стан організму людини загалом. Згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10, фізіологічно повноцінною вважається вод з рівнем мінералізації 100-1000 мг/л. У випадку перевищення цього показника вода стає солоною або гіркою, залежно від того, який рівень вмісту інших речовин. Вода з нижчим рівнем мінералізації вважається неповноцінною за фізіологічними показниками [9].

Мінералізація загальна – це кількість розчинених в 1 л води мінеральних солей, до яких входять сім основних іонів: катіони Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ та аніони HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- . Мінералізація вимірюється у мг/дм^3 , г/дм^3 , ppm. Визначають рівень мінералізації двома методами — за допомогою електропровідності або через гравіметричний аналіз. Проте слід враховувати той факт, що лише за рівнем мінералізації неможливо

визначити рівень якості води. Для цього необхідно визначити концентрацію усіх речовин, що містяться у воді, та порівняти ці дання з ГДК визначених речовин [9].

Рівень мінералізації води формується завдяки її взаємодії з середовищем, у якому вона існує. Оскільки вода вважається універсальним розчинником, завдяки чому й формується її хімічний склад. Вода отримує речовини під час контакту з ґрунтом, повітрям, мінералами, живими організмами та породами. І ця взаємодія не завжди є безпечною. Досить часто у воді рівень мінералізації перевищено. Для зниження її рівня є багато способів: дистиляція, електродіаліз, зворотній осмос, заморожування.

Існують методи штучної мінералізації води: демінералізація, введення $MgSO_4$ та K_2SO_4 , введення іонів Cr , Ca , Li , K , Mg . Існує метод мінералізації води за допомогою послідовного введення розчинів сульфатів магнію, марганцю, калію, цинку. Однак цей спосіб не є простим, оскільки вказані речовини важко розчинні. Також відомий спосіб мінералізації води через додавання до неї природної солоної води за допомогою електродіалізатора. Проте такий метод не забезпечує фізіологічну повноцінність отриманої води, оскільки рівень вмісту натрію та хлору вище норми. Подібним до цього методу є метод введення у дистилат морської води у вигляді освітленого скидного розсолу. Основним недоліком методу є випадання кальцію, що міститься у воді, у осад. Усі вказані вище методи мають досить багато недоліків та є досить вартісними, нетехнологічними. До того ж вони не завжди є доступними для певних місцевостей та користувачів [6].

Перспективність застосування кераміки для очищення та мінералізації води визначається її екологічністю, порівняно низькою вартістю, технологічністю [3], [4], [5]. Залежно від хімічного складу вони мають різні властивості, індивідуальні до кожного складу. Керамічні фільтри відомих закордонних виробників Crystal Quest, Katadyn, Doulton, Pentek., Гейзер та Аквафор мають ряд переваг, серед яких: універсальність, стійкість до лугів та кислот, тривалий строк використання, доступність. Зазвичай у таких мембранах використовують оксид алюмінію ($\gamma-Al_2O_3$ та $\alpha-Al_2O_3$), діоксид цирконію (ZrO_2), титан (TiO_2), скло (SiO_2) та карбід кремнію (SiC). Конфігурація таких керамічних мембран складається з плоских, монолітних та трубчастих елементів. Принцип дії керамічного мінералізатору наведено на рис. 1



Рисунок 1 – Принцип дії керамічного мінералізатору

Ефективність застосування керамічних мембран пояснюється можливістю їх експлуатації в умовах суворих вимог (агресивні хімічні умови, високі температури). Такі мембрани використовують, наприклад, для очистки ферментів та ферментаційних бульйонів, освітлення соку, очищення жирних стічних вод. Керамічні мембрани є перспективною альтернативою полімерним мембранам [5], [6].

Недоліком керамічних мембран є їх значні товщина, крихкість та вартість. Проте, розвиток технологій виробництва керамічних мембран дозволити забезпечити їх ефективність, компактнішими та знизити вартість [6].

На даний момент відомо досить багато керамічних виробів, які допомагають довести показники якості води до належного рівня. До таких керамічних виробів належать:

- кулька намагнічування з природнього турмаліну, каоліну та глини;
- енергетична керамічна кулька з природнього неметалічного турмаліну та каоліну;
- мінеральні кульки з природнього неметалічного турмаліну, порцелянової глини, карбонату кальцію та каменю;
- керамічний фільтр-горщик;
- інші [7], [8].

Зараз існує значна кількість різноманітних керамічних фільтрів для води закордонного виробництва (Aquafilter (Польща), Bluefilters (Німеччина), Leader (Корея), Pentair (США), Platinum Wasser (Німеччина), Raifil (Корея), Гейзер (РФ), AquaLine (Корея), AtlasFiltri (Італія)), які відрізняються за формою, параметрами, функціями,

вихідним матеріалом та ціною. В більшості існуючих мінералізаторів, як активний агент використовується суміш відповідних водорозчинних солей. При використанні таких сумішей, у воді в перші тижні використання буде спостерігатися надлишок мінералів, який з плином часу буде різко зменшуватися.

Більш ефективними є мінералізатори на основі суміші природних мінералів, але вони є менш розповсюдженими у використанні, а рівень їх вилуговування, за рахунок змінного складу мінералів, може змінюватися в значних межах. Тому для забезпечення пролонгованої дії мінералізаторів, з постійним рівнем вилуговування компонентів, перспективним є створення композиційних матеріалів [8]. Найпоширеніше наповнення – це кальцит та активоване кокосове вугілля в співвідношенні 50/50, що розташовані послідовно в картриджі мінералізатору Pentek виробництва Pentair Water (USA) з системою зворотного осмосу Hidrotek RO400. Однак, вказане наповнення не дозволяє забезпечити необхідний перелік мінеральних речовин для питної води.

Відомі мінералізатори вітчизняного виробництва Ecosoft, Organic, які містять у якості наповнювачів мінерали. Картридж Ecosoft Aqua Energy – новітня розробка українського виробника фільтрів для води, компанії Ecosoft. Дана модель картриджа сумісна з усіма системами зворотного осмосу використовують стандарт Inline. Картридж наповнений складом з п'яти природних мінералів: турмалін, гірський кришталь, кремій, кварцігранат (рис.2). Мінералізатор для зворотного осмосу Organic 5в1 Smart, також містить турмалін, кремій, кальцит, корал, жадеїт.



Рисунок 2 – Мінералізатор для фільтра зворотного осмосу Ecosoft P'URE

Одним з варіантів створення таких матеріалів є розробка композиту на основі біоінертного керамічного матеріалу та природних мінералів. За рахунок створення ієрархічної пористої структури композиту може бути забезпечений постійний рівень вилуговування композиту та забезпечуватися його пролонгована дія. Необхідні

показники мінеральної складової води можуть бути забезпечені зміною типу мінералів та їх співвідношення з керамічною матрицею.

Саме розробка вітчизняних композиційних мінералізаторів на основі біоінерних керамічних матеріалів та природних мінералів та наукових основ їх одержання з урахуванням аспектів ресурсозбереження та вартості дозволить забезпечити якість питної води високого рівня з наявністю необхідних елементів та розширити ринок України конкурентоздатною продукцією з використанням сировинної бази України.

Література

1. Штогрин Г.С Імплементация принципів інтегрованого управління в системі галузевих підкомплексів водного господарства/ Штогрин Г.С // Економіка природокористування та охорони навколишнього середовища 2018. Вип. 19.– С 413–420.
2. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities, 22.12.2000, EN, L.327/1.
3. Household Water Treatment Ceramic Filtration. Електронна адреса: <https://www.cdc.gov/safewater/ceramic-filtration.html> (Дата звернення 03.08.2021)
4. Zeming He, Zhiyang Lyu, Qilin Gu, Lei Zhang, John Wang Evaluation of the efficiency of ceramic filters for water treatment in Kambata Tabarozone, southern Ethiopia — Department of Materials Science and Engineering, National University of Singapore (NUS), 9 Engineering Drive 1, Singapore 117575, — 15 с.
5. The Lancet: World population likely to shrink after mid-century, forecasting major shift in global population and economic power Електронна адреса: <http://www.healthdata.org/news-release/lancet-world-population-likely-shrink-after-mid-century-forecasting-major-shifts-global> (Дата звернення 03.08.2021)
6. Haiyan Yang, Shangping Xu, Derek E. Chitwood, Yin Wang Ceramic water filter for point-of-use water treatment in developing countries: Principles, challenges and opportunities — Frontiers of Environmental Science & Engineering volume 14, Article number: 79 (2020) Cite this article Електронна адреса: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11783-020-1254-9> (Дата звернення 03.08.2021)
7. Zereffa E. A. Clay Ceramic Filter for Water Treatment — Material Science and Applied Chemistry, Adama Science and Technology University, 2017 Електронна адреса https://www.researchgate.net/publication/318181373_Clay_Ceramic_Filter_for_Water_Treatment (Дата звернення 03.08.2021)

8. M. Lee, Z. Wu, K. Li Advances in ceramic membranes for water treatment — Imperial College London, London, UK, 2015 Електронна адреса: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9781782421214000022> (Дата звернення 03.08.2021)
9. Наказ Міністерства охорони здоров'я України №400 від 12.05.2010 Про затвердження державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) Електронна адреса: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (Дата звернення 03.08.2021)
10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України №255 від 19.08.1997 Про затвердження Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів Cs-137 і Sr-90 у продуктах харчування та питній воді (ДР-97) Електронна адреса: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0255282-97#Text> (Дата звернення 03.08.2021)
11. Закон України Про питну воду та питне водопостачання від 10.01.2002 Електронна адреса: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2918-14#Text> (Дата звернення 03.08.2021)
12. Наказ Міністерства охорони здоров'я України №383 від 23.12.1996 Про Затвердження Державних санітарних правил і норм «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» Електронна адреса: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0136-97#Text> (Дата звернення 03.08.2021)

УДК 351.861+504.75

Захарченко Ю. В., аспірантка

Квасов В. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

Калугін В. Д., д-р хім. наук, проф.

Тютюник В. В., д-р техн. наук, ст. наук. співр.

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків

ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ БЕЗПІЛОТНИХ ЛІТАЛЬНИХ АПАРАТІВ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОБСТАНОВКИ В РАЙОНІ НАДЗВИЧАЙНОЇ СИТУАЦІЇ

Актуальним напрямком підвищення ефективності функціонування Єдиної державної системи цивільного захисту України (ЄДСЦЗ) є забезпечення стану стабільного функціонування природно-техногенно-соціальної системи України в умовах територіально-часового розподілу потенційно небезпечних об'єктів (ПНО) та об'єктів підвищеної небезпеки (ОПН), а також в умовах прояву екологічної нестабільності.

Метою роботи є розробка моделей та методів проведення оперативного оцінки екологічної обстановки в районі надзвичайної ситуації (НС) внаслідок аварії на ПНО та ОПН. Одним із шляхів досягнення цієї мети є застосування безпілотних літальних апаратів (БПЛА) для здійснення оперативної побудови поля забруднення із заданою точністю, де безперервний та тривалий у реальному масштабі часу оперативний моніторинг за зоною забруднення екосистеми здійснюється за рахунок: а) сумісного об'єднання у систему моніторингу БПЛА та стаціонарних наземних постів моніторингу; б) оперативної доставки у зону забруднення екосистеми БПЛА; в) здійснення за допомогою БПЛА безперервного та тривалого у реальному масштабі часу моніторингу за зоною забруднення екосистеми; г) отримання й обробки інформації від стаціонарних наземних постів моніторингу та БПЛА диспетчерським пунктом, який розташовано на наземній рухомій платформі (штабний автомобіль, пожежно-рятувальний автомобіль, автомобіль патрульної поліції, автомобіль радіаційної, хімічної та біологічної розвідки, бронетранспортер, машина військової розвідки, тягач тощо) [1].

Розроблену нами функціональну схему цієї системи оперативного моніторингу за зміною меж зони забруднення екосистеми, рівнем небезпеки в ній та прогнозування виникнення нових ризиків представлено на рис. 1. Вона включає класичну підсистему моніторингу, ситуаційний центр та підсистему виконання рішення.

Формулювання моделі об'єднаного застосування стаціонарних постів моніторингу рівня забруднення екосистеми (у режимі повсякденного функціонування ПНО та ОПН) та БПЛА (у режимах аварійної та надзвичайної ситуацій на ПНО та ОПН) здійснено на основі аналізу ефективності функціонування стаціонарних постів моніторингу радіоактивного забруднення навколо об'єктів ядерної енергетики (ОЯЕ) [2, 3].

Нехай задано об'єкт ядерної енергетики – Рівненська АЕС, що представлена на рис. 2 у вигляді точки $A(0,0)$. Стаціонарні пости радіаційного моніторингу, які розташовано у тридцяти кілометровій зоні навколо ОЯЕ, та проводять оцінку радіаційної небезпеки для екосистеми у режимі повсякденного функціонування ОЯЕ, мають вигляд множини точок $P_m(x_m, y_m)$, $m = 1, \dots, N_S$, де N_S – кількість стаціонарних постів радіаційного моніторингу.

Необхідно визначити мінімальну кількість N БПЛА, яка застосовується для проведення аварійного моніторингу радіоактивного забруднення екосистеми внаслідок аварії на АЕС, при цьому мають виконуватися наступні обмеження: побудова поля радіоактивного забруднення екосистеми має здійснюватися із заданою точністю ε ; час на побудову поля забруднення з урахуванням розгортання систем БПЛА має не перевищувати гранично припустимого T^* ; регулярна сітка $S(2R, s_{x'}, s_{y'}, w_x, w_y)$ має будуватися з урахуванням вектору напрямку вітру $\vec{w} = (w_x, w_y)$, причому основою сітки є квадрат (рис. 3), в який вписане коло радіусу R (як правило $R = 30$ км) із центром у точці $A(0,0)$. Радіус кола визначається за допомогою наступної умови: сітці мають належати стаціонарні наземні пости радіаційного моніторингу $P_m(x_m, y_m)$, $m = 1, \dots, N_M$; БПЛА F_{ij} , $i = 1, \dots, N_F$ (N_F – кількість видів БПЛА), $j = 1, \dots, N_i$ (N_i – кількість БПЛА i -го виду), $N = \sum_{i=1}^{N_F} N_i$, мають розміщуватися на визначених місцях $V_k(x_k, y_k)$, $k = 1, \dots, N_k$, та в процесі польоту фіксують дозу гамма-випромінювання у вузлах сітки.

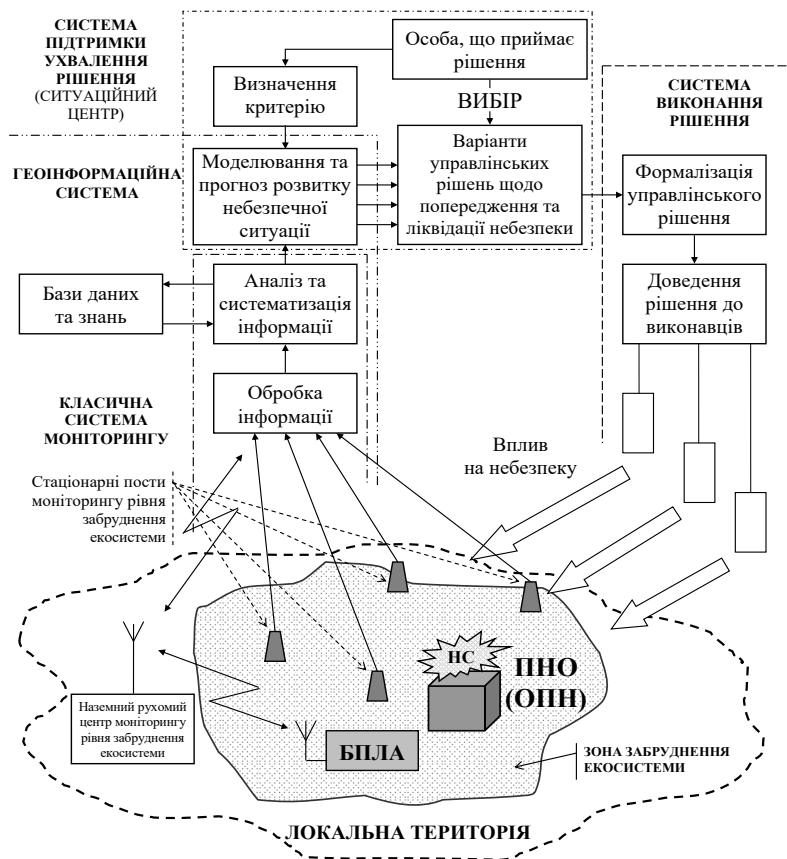


Рисунок 1 – Комплексна функціональна схема системи оперативного моніторингу рівня забруднення екосистеми БПЛА внаслідок аварій на ПНО та ОПН

Мають також враховуватися технічні характеристики кожного виду БПЛА, а саме, швидкість, час польоту, максимальна дальність польоту, час розгортання тощо.

Таким чином, модель аварійного моніторингу радіоактивного забруднення внаслідок аварії на АЕС за допомогою безпілотних літальних апаратів має наступний вид:

$$\min_w N(L), \quad (1)$$

де W :

$$\frac{|\Phi_{q+1}(C_r) - \Phi_q(C_r)|}{\Phi_q(C_r)} \leq \varepsilon; \quad r = 1, \dots, N_C; \quad (2)$$

$$\frac{|\Phi_{q+1}(P_m) - \Phi(P_m)|}{\Phi(P_m)} \leq \varepsilon; \quad m = 1, \dots, N_M; \quad (3)$$

$$\max T(l_{ij}) \leq T^* ; \quad i = 1, \dots, N_F ; \quad j = 1, \dots, N_i ; \quad L = \sum_{i=1}^{N_F} \sum_{j=1}^{N_i} l_{ij} ; \quad (4)$$

$$P_m(x_m, y_m) \in S(2R, s_{x'}, s_{y'}, w_x, w_y) ; \quad m = 1, \dots, N_M ; \quad (5)$$

$$F_{ij} \in V_k(x_k, y_k) ; \quad i = 1, \dots, N_F ; \quad j = 1, \dots, N_i ; \quad N = \sum_{i=1}^{N_F} N_i ; \quad k = 1, \dots, N_k . \quad (6)$$

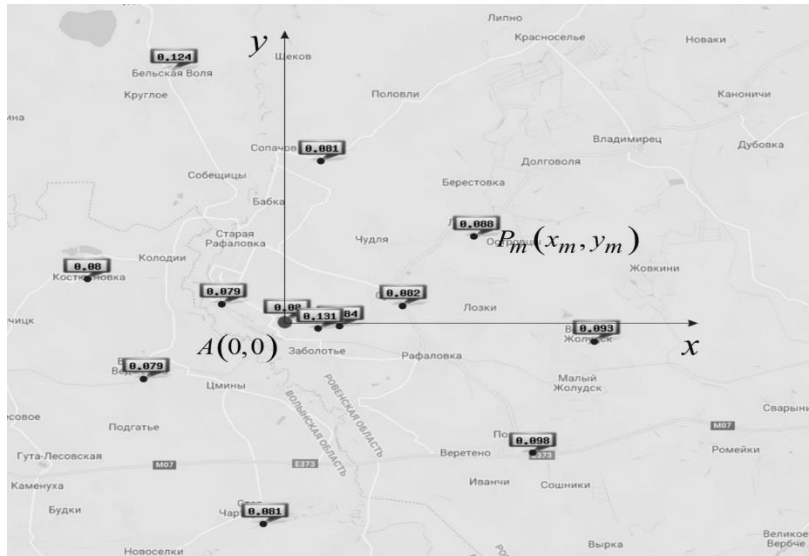


Рисунок 2 – Схема розташування Рівненської АЕС та стаціонарних постів радіаційного моніторингу у тридцяти кілометровій зоні навколо станції

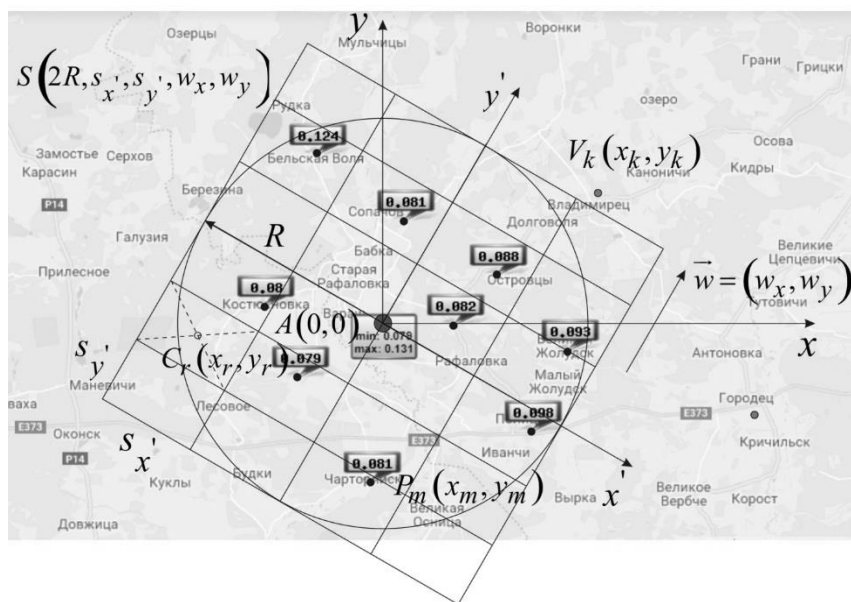


Рисунок 3 – Побудова регулярної сітки для реконструкції поля радіоактивного забруднення

Вираз (1) являє собою цільову функцію, причому L – сумарна довжина польоту БПЛА. Обмеження (2) та (3) являють собою умову побудови поля забруднення із заданою точністю ε . Тут $C_r(x_r, y_r)$ – точки, що знаходяться на перетину діагоналей кожної комірки сітки, причому кількість комірок дорівнює N_c ; $\Phi_q(C_r)$ та $\Phi_{q+1}(C_r)$ – значення поля забруднення у відповідних точках на q та $q+1$ ітераціях; $P_m(x_m, y_m)$ – стаціонарні пости радіаційного моніторингу, кількість яких дорівнює N_M ; $\Phi(P_m)$ – рівень гамма-випромінювання, зафіксований стаціонарними постами радіаційного моніторингу. Обмеження (4) являє собою умову побудови поля забруднення протягом часу T , який залежить від маршрутів l_{ij} БПЛА F_{ij} і не перевищує заданого T^* . Обмеження (5) являє собою умову належності постів радіаційного моніторингу регулярній сітці $S(2R, s_x, s_y, w_x, w_y)$. Обмеження (6) описує належність БПЛА F_{ij} фіксованим місцям їх розміщення $V_k(x_k, y_k)$, $k = 1, \dots, N_k$.

Таким чином, задача, яка описується сумою положень (1)÷(6), є комбінованою, тобто відноситься як до класу задач комбінаторної оптимізації, так і до класу задач трасування.

Особливості моделі аварійного моніторингу радіоактивного забруднення за допомогою БПЛА внаслідок аварії на АЕС: цільова функція визначається в процесі розв'язання задачі; обмеження (2)÷(4) є нелінійними, а (5) та (6) – дискретними; загальна кількість обмежень дорівнює $N_c + 2N_M + 2N_F N_i$.

Слід відзначити, що для визначення початкових розмірів комірки регулярної сітки s_x та s_y можна скористатися, наприклад, дослідженням поля радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Далі, в процесі розв'язання задачі, розміри комірки коригуються відповідно до обмежень (2) та (3).

Запропонована у самому загальному вигляді динамічна модель оперативного моніторингу рівня забруднення екосистеми внаслідок аварій на об'єктах ядерної енергетики потребує подальшого ретельного дослідження та можливого спрощення по складовим її обмеженням.

Література

1. Іванець Г.В., Тютюник В.В., Калугін В.Д., Поспелов Б.Б., Захарченко Ю.В. Алгоритм оцінки ефективності покриття території надзвичайної ситуації автоматизованими пристроями контролю небезпечних факторів при їх розкиданні з безпілотного літального апарату в умовах нестабільностей повітряного середовища. Проблеми

надзвичайних ситуацій. Харків: Національний університет цивільного захисту України. 2017. Вип. 25. С. 45–56.

2. Тютюник В.В., Соболев О.М., Калугін В.Д., Захарченко Ю.В. Формування динамічної моделі оперативного моніторингу рівня забруднення екосистеми внаслідок аварій на об'єктах ядерної енергетики. Екологічна безпека та природокористування. Київ: Київський національний університет будівництва і архітектури, Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України. 2020. № 1(33). С. 95–114.

3. Соболев О.М., Захарченко Ю.В., Тютюник В.В., Калугін В.Д., Квасов В.А. Модель оперативного моніторингу рівня забруднення екосистеми за допомогою безпілотних літальних апаратів. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. Харків: Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна. 2020. Вип. 42. С. 178–199.

Коваленко Г. Д., д-р фіз - мат. наук., проф.;

Інститут фізики високих енергій і ядерної фізики ННЦ ХФТІ, м. Харків

Дудар Т. В., д-р техн. наук, старш. наук. співр.

Національний авіаційний університет, кафедра екології, м. Київ

ЩОДО ПИТАННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ

Основна частина техногенних джерел надходження радіонуклідів у навколишнє середовище знаходиться в басейнах р. Дніпро та його приток, а також в басейні р. Південний Буг [1]. Тому в якості оцінки впливу радіоактивних джерел на водні об'єкти України розглянемо басейни зазначених річок. Дунай, і верхів'ї Дніпра знаходяться під впливом радіоактивних джерел, розташованих поза територією України. Вода річок Дніпра, Стир, Південного Бугу та Дунаю використовується для постачання питної води.

Гідрографічні характеристики річок України, які будуть розглянуті у представленому дослідженні, наведені у таблиці 1 за даними [2].

Таблиця 1 – Гідрографічні характеристики річок

Річка	Загальна площа водозбору, км ²	Площа водозбору на території України, км ²	Загальна довжина, км	Довжина на території України, км
Дніпро	504000	292700	2201	1121
Прип'ять	121000	69140	761	290
Десна	88900	33820	1130	575
Стир	12900	12370	494	424
Горинь	27700	27010	659	577
Інгулець	13700	13700	549	549
Базавлук	4200	4200	157	157
Південний Буг	63700	63700	806	806
Дунай	817000	32350	2960	174

Дніпро. Комплексне дослідження екологічного стану р. Дніпро та його приток було проведено в ході українсько-канадської експедиції у вересні 1994 р.) [3] а також міжнародних екологічних експедицій з питань обстеження стану транскордонних ділянок басейну річки Дніпро (жовтень 2000 р. і травень-червень 2001 р.) [4]. Значне

місце в ході цих експедицій було приділено дослідженню радіоекологічного стану р. Дніпро і його приток.

У 2006 році було опубліковано звіт МАГАТЕ про стан радіоактивного забруднення басейну Дніпра під назвою «Радіологічні умови в басейні річки Дніпро». У звіті наведено перелік ймовірних ділянок з високим рівнем радіоактивного забруднення, які вимагають подальшої оцінки. До цього переліку, крім інших, також увійшли ділянки Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) як в Білорусі, так і в Україні, та особливо непроточні озера і ставки у Білорусі, Російській Федерації й Україні. У звіті зазначається, що все ще триває транскордонний перенос радіонуклідів (в основному ^{90}Sr) у річках басейну Дніпра. Найбільш важливим джерелом є заплава річки Прип'ять в межах ЧЗВ.

Радіонукліди у воді і донних відкладах - це радіонукліди — ^3H , ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , уран, торій і продукти розпаду урану і торію. Досліджено об'ємні активності радіонуклідів у воді і питоми — в донних відкладах, розподіл цієї активності з глибиною.

Калій-40. Об'ємна активність ^{40}K у воді більшості приток р. Дніпро досить стабільна і змінюється в діапазоні від 0,02 до 0,35 Бк/л. За величиною активності ^{40}K можна виділити р. Інгулець з об'ємною активністю 0,9 Бк/л. Можливим джерелом порівняно підвищеного вмісту ^{40}K можна вважати хімічні добрива, змиті з полів. Об'ємна активність ^{40}K у воді приток басейну р. Дніпро в його верхній течії помітно менше, ніж об'ємна активність ^{40}K у воді приток басейну Дніпра в його нижній течії. Це пояснюється меншою мінералізацією води приток басейну р. Дніпро в його верхній течії.

Вміст радіонукліда ^{40}K у донних відкладах змінюється в діапазоні 30-520 Бк/кг. Ця питома активність відповідає питомої активності ^{40}K у ґрунтах досліджених регіонів, що лежить в діапазоні 12-740 Бк/кг [5], що дозволяє стверджувати, що основним джерелом надходження цього радіонукліда в донні відклади є поверхневий стік і ґрунтові води. Дослідження вмісту ^{40}K в донних відкладах на різних глибинах показує, що його накопичення йде нерівномірно. Ймовірно, надходження радіонукліда у водне середовище і потім у донні відклади залежить від кількості внесених у ґрунт калійних добрив і поверхневого стоку. В цілому по басейну р. Дніпро питома активність ^{40}K у донних відкладах зростає вниз за течією. Питома активність ^{40}K у донних відкладах приток нижньої течії р. Дніпро трохи вище, ніж у водосховищах Дніпровського каскаду.

Сумарна об'ємна альфа-активність води

За оцінками роботи [6] загальна альфа-активність води р. Дніпро в 1940 р. Знаходилась у діапазоні від 60 до 100 мбк/л. Величини об'ємних альфа-активностей,

виміряні у різних водосховищах, перевищують довоєнні дані. У кременчуцькому водосховищі величина сумарної об'ємної альфа-активності води досягає значення 0,7 бк/л, у дніпровському – 0,25 бк/л, у каховському – 1,4 бк/л.

Об'ємна бета-активність води

Об'ємна бета активність води у досліджених річках знаходиться на рівні фонових значень і становить менше 0,3 Бк/л (мінімальна детектована активність використаної методики вимірювань – МДА) за винятком р. Горинь та гирла р. Десна – 0,4 і 0,5 Бк/л, відповідно. У 1940 р сумарна об'ємна активність води р. Дніпро становила 0,04-0,07 Бк/л. До 1994 р об'ємна активність калію 40, а, отже, і об'ємна бета-активність води р. Дніпро збільшилася до 0,1-0,3 Бк/л (сумарна об'ємна бета-активність води може бути більше за рахунок штучних радіонуклідів, що утворилися в результаті випробувань ядерної зброї у 1945-1980 рр. і аварії на ЧАЕС у 1986 р. – в основному за рахунок ^{137}Cs та ^{90}Sr).

Уран. Середня об'ємна активність природного урану у водах р. Дніпро знаходиться у діапазоні 30-40 мбк/л (1,3-1,7 мкг / л) [6].

Питома активність природного урану в донних відкладах лежить в діапазоні 5,4-144 бк/кг (0,2-5,4 мкг/г), що трохи вище, ніж його активність в ґрунтах площі водозабору [4] – 5-40 бк/кг. Це показує, що існують техногенні джерела надходження урану в поверхневі води в середній і нижній течії р. Дніпро.

У двох точках на р. Базавлук і р. Інгулець проби донних відкладів були досліджені на різних глибинах: 1-5 см, 6-10 см, 11-15 см, 16-20 см, 21-25 см. Аналіз цих даних дозволяє оцінити накопичення урану у донних відкладах в різні роки. В роботі [7] наведено приріст накопичення мулу в перших трьох водосховищах каскаду Дніпра. Величина приросту складає 0,5-2 см/рік.

Якщо припустити, що темп накопичення донних відкладів дорівнює приблизно 1 см/рік, то видно, що на р. Базавлук на початку 90-х років накопичення урану в донних відкладах збільшувалася. На р. Інгулець накопичення урану в донних відкладах 26-35 років тому було високим, потім приблизно в два рази стало меншим, а на початку 90-х років знову збільшилося.

Стронцій-90 і цезій-137

Прип'ять. Вміст радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs до введення в експлуатацію чорнобильської АЕС у воді р. Прип'ять реєструвалися, відповідно, в концентрації (1,59-2,15) $\cdot 10^{-2}$ і 7,4 $\cdot 10^{-4}$ -1,33 $\cdot 10^{-2}$ бк/л. Після її введення в експлуатацію, в умовах

безаварійної роботи, чорнобильська аес не чинила суттєвого впливу на вміст радіонуклідів у воді цих водойм [8].

Забруднення вод р. Прип'яті протягом різних сезонів року, значною мірою залежить від місцевих умов формування радіоактивних стоків в межах чзв. Переважний змив радіонуклідів ^{90}Sr пояснюється фізико-хімічними формами ^{137}Cs та ^{90}Sr , оскільки фіксація радіонуклідів ^{137}Cs в ґрунтах зони відчуження відбувалася значно швидше, ніж ^{90}Sr . В результаті, змив ^{137}Cs в періоди дощових паводків, сніготанення або затоплення заплав практично припинився [9].

Найбільший винос радіонуклідів Прип'яттю в Київське водосховище зареєстрований в аварійному 1986 р. - близько 66 ТБк ^{137}Cs і 27,6 ТБк ^{90}Sr . У наступні роки ця величина становила в роки середньої водності 10-14 ТБк і в маловодні роки - 3-4 ТБк. Близько 60% виносу ^{90}Sr Прип'яттю формується на частини басейну, розташованій на території зони відчуження. Річний винос ^{137}Cs починаючи з 1988 р. рідко перевищував половину виносу ^{90}Sr , а в окремі роки не складав і 25%. Близько 85-90% загального виносу рікою ^{137}Cs формується за межами зони відчуження Чорнобильської АЕС. За період 1986-2011 рр. з водотоком р. Прип'яті в Київське водосховище надійшло 131,74 ТБк ^{137}Cs і 174,24 ТБк ^{90}Sr [9]. Вміст радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в р. Стир в період досліджень 2000 року були, відповідно, 0,002 і 0,007 Бк/л.

Десна. У басейні Десни розміщені дві АЕС - Смоленська і Курська, оснащені, відповідно, двома і чотирма реакторами типу РБМК. За даними [10] вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs до 1986 р. реєструвалося у воді річки, відповідно, на рівні 0,009 і 0,006 Бк/л. У травні 1986 р. питома активність радіонуклідів у річці зросла до 0,18 і 173,8 Бк/л. За період 1995-1996 рр. - вміст радіонуклідів знизився, відповідно до рівнів 0,015 і 0,027 Бк/л.

За отриманими даними досліджень 2000-2001 рр. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs на всьому протязі досліджуваної ділянки Десни змінювався несуттєво і був на рівні, відповідно, 0,002-0,003 і 0,006 Бк/л.

Верхній Дніпро та водосховища Дніпровського каскаду. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді верхнього Дніпра та Київського водосховища реєструвався у діапазонах, відповідно 0,001-0,002 і 0,017-0,025 Бк/л [11].

У період проведення досліджень 2000-2001рр. концентрація ^{137}Cs у воді верхнього Дніпра та Київського водосховища була практично на одному рівні і становила 0,001-0,002, для ^{90}Sr - 0,010-0,017 Бк/л, що свідчить про процес зниження питомої активності радіонуклідів в цих водних об'єктах.

У 2015 р концентрації ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді верхнього Дніпра знаходилися на доаварійному рівні і відповідно дорівнювали 6,8 Бк/м³ та 5,5 Бк/м³ (у 2014 г. - 6,5 Бк/м³ та 5,1 Бк/м³).

На Каховському водосховищі розташована Запорізька АЕС. Результати вимірювань в 2000 р. показали, що середньорічні об'ємні активності ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді Каховського водосховища в районі ЗАЕС істотно не відрізняються від середньорічних значень по всьому водосховищу. Починаючи з 2003 р. середньорічні концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді Дніпровських водосховищ знаходяться на доаварійному рівні 10 - 15 Бк/м³.

Радіонукліди уранового і торієвого рядів у донних відкладах

З усіх елементів уранового ряду досліджувались активності наступних елементів: ^{226}Ra , ^{214}Bi , ^{214}Pb . Питома активність радіонукліда ^{226}Ra в донних відкладах приток р. Дніпро, за нашими даними, лежить в діапазоні 2,5-132 Бк/кг. У донних відкладах приток верхнього басейну р. Дніпро питома активність ^{226}Ra істотно менше, що обумовлено складом ґрунтів, з яких йде поверхневий стік. Відносно високі питомі активності ^{226}Ra зафіксовані у донних відкладах річок Коноплянка, Мокра Московка, Конка.

Питома активність ^{238}U у донних відкладах зростає вниз за течією і досягає максимуму на відстанях 200-700 км від гирла р. Дніпро, що добре узгоджується зі складом ґрунтоутворюючих гірських порід.

Вимірювалася питома активність у донних відкладах наступних радіонуклідів торієвого ряду: ^{232}Th , ^{228}Ac , ^{212}Bi , ^{212}Pb і ^{208}Tl . Питома активність перших чотирьох, які можуть перебувати у радіоактивній рівновазі, знаходиться у діапазоні 7-51 Бк/кг. За даними [12], у вапнякових і піщаних ґрунтоутворюючих гірських породах питома активність ^{232}Th в 2-3 рази менше питомої активності ^{226}Ra , що спостерігається при вимірюванні активності донних відкладів.

Тритій. Рівень тритію у поверхневих водах України зріс за рахунок надходження тритію в атмосферу і водні об'єкти від атомних електростанцій і випробувань ядерної зброї в середньому до 4 Бк/л. Це так званий техногенний фон.

Тритій є основним радіоактивним компонентом рідких скидів атомних електростанцій з реакторами ВВЕР, якими оснащені АЕС України. Рівненська АЕС на відміну від інших АЕС України не має ставка - охолоджувача і скидання стічних вод

відбувається у р. Сирь. Середньорічні скидання тритію в р.Стир становлять близько 4 ТБк.

Об'ємна активність тритію у річці коливається в залежності від пори року і потужності скидання на станції. Максимальний вміст тритію в контрольному створі спостерігається в літню і осінньо-зимову межень (до 50 Бк/л).

За даними [4] підвищені концентрації тритію в районі Хмельницької АЕС спостерігалися тільки у ставку-охолоджувачі - 50-100 Бк/л. Зміст тритію у природних водоймах району розміщення Хмельницької АЕС, включаючи басейн р. Горинь, не перевищував рівень 4,7 Бк/л. На Запорізькій АЕС об'ємна активність тритію у ставку-охолоджувачі приблизно дорівнює 230 Бк/л [9].

Дослідження вмісту тритію у р. Дніпро, його притоках і водосховищах показали, що на початку 90-х років найбільшими концентраціями характеризувалися верхня частина Дніпра, Київське та нижня частина Каховського водосховища, відповідно 8,8, 10,6 і 7,3 Бк/л [12, 13]. Для інших водосховищ Дніпровського каскаду та нижньої ділянки Дніпра відзначені більш низькі концентрації.

Південний Буг. Контроль за радіаційним станом річки Південний Буг проводиться в районі розташування ЮУАЕС - в місці водозабору (насосне підживлення Ташлицького водосховища) на відстані 500 м вище за течією від точки скидання в р. Південний Буг з Ташлицького водосховища, біля шлюзу дамби Ташликського водосховища, у випуску продувних вод, на відстані 500 м нижче за течією від точки скидання у р. Південний Буг і на відстані 7 км від точки скидання нижче за течією (с. Бузьке).

Вміст ^{90}Sr у водах Південного Бугу в районі міста Миколаїв у 2002 році змінювався у діапазоні 10 - 35 Бк/м³ при середньорічному значенні 18 Бк/м³, а вміст ^{137}Cs змінювався у діапазоні від 0,67 до 12,3 Бк/м³ при середньорічному значенні 5,1 Бк/м³. У 2011 р. середньорічна концентрація ^{90}Sr становила 8,0 Бк/м³, ^{137}Cs - 1,2 Бк/м³ [9].

Середньорічна концентрація тритію у місці скидання з Ташлицького водосховища дорівнювала 14 Бк/м³, на відстані 7 км від точки скидання – близько 10 Бк/м³, а в районі міста Миколаїв – близько 4 Бк/м³.

Дунай. На українській частині річки Дунай спостереження за радіаційним станом ведеться у створі р. Ізмаїл. У 2002 р. вміст ^{90}Sr у діапазоні 12-76 Бк/м³ при середньорічному значенні 28 Бк/м³. Концентрація ^{137}Cs у 2002 р. змінювалася у діапазоні від 0,54 - 6,9 Бк/м³ при середньорічній величині 1,75 Бк/м³.

У 2015 у створі р. Дунай м. Ізмаїл середній вміст ^{90}Sr дорівнював $8,9 \text{ Бк/м}^3$, а ^{137}Cs - $1,4 \text{ Бк/м}^3$. Концентрація тритію в річці Дунай за період з 1993 р по 2016 р збільшилася з $4,5 \text{ Бк/м}^3$ до 15 Бк/м^3 [15].

Вміст природних радіонуклідів уранового і торієвого рядів - ^{214}Bi (сімейство ^{238}U) і ^{208}Tl , ^{212}Bi , ^{228}Ac (сімейство ^{232}Th) в донних відкладах становлять від $18,1 \text{ Бк/кг}$ до $47,8 \text{ Бк/кг}$ і від $4,6 \text{ Бк/кг}$ до $47,3 \text{ Бк/кг}$, відповідно [9]. Ці величини знаходяться на рівні значень фонових концентрацій в Україні і добре узгоджуються з вмістом радіонуклідів уранового і торієвого сімейств у ґрунтах регіону $\sim 22 \text{ Бк/кг}$ і $\sim 36 \text{ Бк/кг}$, відповідно, що дозволяє зробити висновок про те, що додаткових джерел надходження цих радіонуклідів в донні відклади немає. Це ж стосується і ^{40}K , зміст якого в донних відкладах становить від 230 Бк/кг до 558 Бк/кг , а в ґрунтах $\sim 410 \text{ Бк/кг}$.

Література

1. European Atlas of Natural Radiation / Cinelli, G., De Cort, M. & Tollefsen, T. (Eds.) European Commission, Joint Research Centre. Publication Office of the European Union, Luxembourg. Printed by Bietlot in Belgium 2019. 190 p. DOI:10.2760/520053.
2. Вишневський В. І., Косоєць О. О. Гідрологічні характеристики річок України. – К.: Ніка-Центр. – 2003. – 324 с.
3. Kartashov V., Kovalenko G., Rozhkov V., Vit'ko V.. Some radiological aspects of Dnieper River and its tributaries state- Proceedings of an International symposium on ionizing radiation. Stockholm. May 20—24. 1996. P. 522–527.
4. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины/ Под ред. А.Г. Васенко и С.А. Афанасьева. - К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.
5. Гродзинский Д. М. Естественная радиоактивность растений и почв. Киев: Наукова думка. 1965. 216 с.
6. Горев Л. М., Пелешенко В. І., Хільчевський В.К.. Радіоактивність природних вод. Київ: Вища шк. 1993. 174 с. Valkovic V. Determination of radionuclides in environmental samples: Techniques and instrumentation in analytical chemistry. v.13. Elsevier 1993. P.311-356.
7. Shiraishi K., Igarashi Y., Yamamoto M., Nakajima T., Los I.P., Zelensky A.V., Buzinny M. G. Concentrations of thorium and uranium in freshwater samples collected in the former USSR. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Articles. Vol.185. № 1.1994. P. 157-165.

8. Кузьменко М. И. Радиоэкологические проблемы водоемов Украины // Гидробиологический журнал. – 1998. – т. 34, №6. – С. 95–119.
9. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины: Монография. - №-е узд. доп. и пер. раб.. – Х.: ИД «ИНЖЕК», 2013. – 343 с.
10. Паньков И. В. Десна после аварии на Чернобыльской АЭС: радиоэкологическое состояние и рекомендации для населения. Киев: Национальный экологический центр Украины, 1997. – 8 с.
11. Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Под ред. О. В. Войцеховича. К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. – Т. 1. – С. 224–230.
12. Огляд робіт по вивченню радіоактивного забруднення території України в 2000 році. Щорічник. Під редакцією О. О. Косовця. ЦГО. Мінекоресурсів. Київ. 2001. 139 с.
13. Гудков Д. И. Тритий в воде Днепра и его водохранилищ // Гидробиологический журнал. – 1995. – 31, №3, С. 95–102.
14. Гудков Д. И., Кузьменко М. И. Тритий в водоемах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС // В науково-технічному збірнику: Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – 1995. – №3. – С. 98–102.
15. Vitko V. I, Zhegulina J. M., Kovalenko G. D. Transboundary impact of the Chernavodska NPP on tritium pollution of the Danube River on the territory of Ukraine/ Riscuri si catastrofe. – 2015. – vol. XIV, – №17(2). – p. 137 – 149.

Левонюк С. М.

Харківський національний університет ім. В. Н. Каразіна, м. Харків

Кнюпа А. С.

Український науково-дослідний інститут природних газів, м. Харків

ВИЗНАЧЕННЯ ЗОН МІГРАЦІЇ ГЛИБИННИХ НЕКОНДИЦІЙНИХ ВОД ЗА ГІДРОГЕОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ ЯКІСНОГО СКЛАДУ ПИТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Загальна постановка проблеми та її актуальність. У даній роботі отримало подальший розвиток вивчення механізму перетікання глибинних флюїдів по розривним тектонічним порушенням. Ця тема є актуальною та розглядається в роботі у світлі дослідження змін якісного складу питних підземних вод бучацько-канівського водоносного комплексу (БКВК) на водозаборах Східної України.

В останній час фіксуються перетікання глибинних некондиційних для питних цілей вод крізь тектонічні порушення до зони активного водообміну у межах крупних водозаборів. Нами та рядом інших науковців встановлені факти значної трансформації хімічного складу питних підземних вод на територіях вразливості цих вод до забруднення глибинними високомінералізованими водами [1, 3-5, 12 та ін.].

Запропонований у роботі підхід є одним із інструментів для вирішення даних екологічних проблем за рахунок локалізації зон міграції глибинних флюїдів до вищезалягаючих водоносних комплексів. У роботі проведено апробацію даного підходу на прикладі мережі водозаборів Полтавської міської агломерації, яка є стратегічно важливою для Східної України.

Метою роботи є показати розроблений авторами підхід до визначення місць перетікання глибинних некондиційних для питних цілей вод крізь тектонічні порушення до зони активного водообміну у межах крупних водозаборів.

Аналіз попередніх досліджень і публікацій. Питаннями, пов'язаними із вивченням змін хімічного складу питних підземних вод за рахунок підтоку глибинних некондиційних вод, а також визначення шляхів міграції цих вод, у різний час та різних регіонах світу займалося багато науковців. Серед робіт останніх років виділяються дослідження вітчизняних – Суярко В. Г., Решетова І. К., Кухар М. В., Сердюкової О. О., Прибилової В. М., Яковлева В. В., Удалова І. В., Кононенко А. В. та ін. [1-8, 12 та ін.] –

та закордонних науковців – N. Aksoy, A. Zaporozec, J. L. Nieber, O. Schmoll, G. Howard, J. Chilton, I. Chorus та ін. [9-11, 13 та ін.].

Згідно наведених робіт, поряд із поверхневим забрудненням водоносних комплексів, на деяких водозаборах наявний процес підтоку некондиційних глибинних вод через розривні тектонічні порушення. Також був зроблений висновок про наявність активного зв'язку між даним процесом та інтенсифікацією водовідбору на водозаборах.

Результати дослідження та їх обговорення. Одним із головних джерел питного водозабезпечення населення Східної України є підземні води бучацько-канівського водоносного комплексу, які історично відзначалися високою питною якістю та стабільним хімічним складом. Нами у попередніх роботах [4, 5, 12 та деякі ін.] досліджено сучасний екологічний стан вод БКВК на прикладі потужних водозаборів Полтавської та Харківської областей у містах Полтава, Лубни, Хорол, Карлівка, Красноград, Решетилівка. Характерним для цих урбанізованих територій є суттєвий техногенний пресинг на підземні води та складна тектонічна будова разом із сучасною геодинамічною активністю земної кори.

Ділянки розташування даних водозаборів відзначаються подібністю геологічних, еколого-гідрогеологічних та неотектонічних умов. Тому для проведення досліджень авторами було обрано одну типову ділянку – територію розташування водозаборів Полтавської міської агломерації, які експлуатують БКВК, та тектонічних порушень, пов'язаних із Полтавським соляним діапиром (східна околиця м. Полтава).

Згідно проведених попередніх робіт [4, 5, 12], нами систематизовано усі елементи-забруднювачі підземних вод БКВК у межах регіону та виділено елементи саме глибинного генезису (загальна мінералізація, Cl^- , F^- , Br^- , V^{3+} , J^-), які вказують на надходження глибинних флюїдів до цільового водоносного комплексу.

Згідно результатів гідрогеохімічних досліджень встановлена загальна тенденція у складі вод БКВК – збільшення вмісту елементів-індикаторів глибинного генезису у бік східної околиці міста. Саме тут залягає Полтавський соляний діапир, у покрівлі якого встановлено розривні тектонічні порушення. Також за рахунок геоструктурних факторів у цій зоні спостерігається різке зменшення потужності та збільшення тріщинуватості мергельно-крейдового водотриву у підшві цільового комплексу, як наслідок – підвищений гідравлічний зв'язок БКВК із нижчезалягаючими підземними водами на цій ділянці (рисунок 1).

У межах території робіт виникло «накладання» двох факторів - техногенного (інтенсифікація водовідбору на водозаборах міста та розширення їх мережі) та

природного (міграція глибинних високомінералізованих вод крізь тектонічні порушення та тріщинувату зону мергельно-крейдового водотриву до питних підземних вод зони активного водообміну). Причому саме активізація техногенезу спричинила перетікання глибинних вод. Так як із значним збільшенням відбору питних вод із експлуатаційних водоносних комплексів (у піковий період – 1976-1995 рр. – цей показник досягав 187 тис. м³/добу) сформувалися депресійні лійки зі значними складовими висхідного живлення в дані комплекси. Саме утворення градієнтів тисків між цими та нижчезалягаючими водоносними комплексами активувало природні гідрогеоміграційні процеси крізь тектонічні порушення.

Було побудовано графік залежності коефіцієнту кореляції між гідрогеохімічними показниками глибинного генезису (загальна мінералізація, Cl⁻, F⁻, Br⁻, B³⁺, J⁻) та загальним водовідбором від відстані від центральної частини Полтавського соляного діапіру та пов'язаних із ним тектонічних порушень (рисунок 2).

Встановлено, що:

- 1) на відстані до 2,5 км спостерігається висока позитивна кореляція між цими показниками (коефіцієнти кореляції Пірсона 0,70-0,80);
- 2) до 7 км – середня (0,50-0,70);
- 3) більше 7 км – слабка позитивна кореляція (0,25-0,40).

Це є ще одним підтвердженням наявності перетікання глибинних флюїдів крізь тектонічні порушення у вищезалягаючі відклади.

Висновки

У роботі отримало подальший розвиток вивчення механізму міграції глибинних флюїдів по розривним тектонічним порушенням до питних підземних вод. Це питання розглянуто у світлі дослідження змін якісного складу питних підземних вод БКВК на водозаборах Східної України.

Нами запропоновано підхід до локалізації зон міграції глибинних некондиційних вод до вищезалягаючих водоносних комплексів. У роботі проведено апробацію даного підходу на прикладі мережі водозаборів Полтавської міської агломерації, яка є стратегічно важливою для Східної України.

Література:

1. Жовинский Э. Я. Геохимия фтора в осадочных формациях юго-запада Восточно-Европейской платформы / Э. Я. Жовинский. – К.: Наукова думка, 1979. – 200 с.
2. Кононенко А. В. Основні передумови зниження якості питних підземних вод крейдяних водозаборів Східної України / І. В. Удалов, А. В. Кононенко // Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна, серія «геологія-географія-екологія», випуск 44, 2016. – С. 63-70.
3. Кухар М. В. Гідрогеохімічні критерії міграції підземних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну / М. В. Кухар, Н. О. Крюченко // Пошукова та екологічна геохімія, № 1 (13). – К., 2013. – С. 30-33.
4. Левонюк С. М. Еколого-гідрохімічні особливості трансформації якості питних підземних вод під впливом техногенних та неотектонічних факторів (на прикладі бучацько-канівських водозаборів Східної України) / І. В. Удалов, С. М. Левонюк // Пошукова та екологічна геохімія, 2018. – № 1 (19). – С. 30-40.
5. Левонюк С. М. Трансформація якісного складу питних підземних вод центральної частини ДДАБ / І. В. Удалов, С. М. Левонюк // Геохімія техногенезу, 2019. – Випуск 2 (30). – С. 46-55.
6. Сердюкова О. О. Гідрогеохімічні особливості фтора у зоні гіпергенезу Донбасу та деякі аспекти його впливу на організм людини / О. О. Сердюкова // Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна, серія «геологія-географія-екологія», 2013. – Випуск № 1084. – С. 243-246.
7. Суярко В. Г. Геохимия подземных вод восточной части Днепровско-Донецкого авлакогена / В. Г. Суярко. – Х.: ХНУ имени В.Н. Каразина, 2006. – 225 с.
8. Яковлев В. В. Стратегічні запаси прісної води мергельно-крейдяного водотриву Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну / В. В. Яковлев // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна, серія «Геологія-Географія-Екологія», 2012. – Випуск № 1033. – С. 140-146.
9. Aksoy N. [Groundwater contamination mechanism in a geothermal field: A case study of Balçova, Turkey](#) / N. Aksoy, C. Şimşek, O. Gunduz // [Journal of Contaminant Hydrology](#), 2009. – Volume 103, Issues 1–2. – P. 13-28.
10. Nieber J. L. The relation of preferential flow to water quality, and its theoretical and experimental quantification / J. L. Nieber // Preferential Flow. Water Management and Chemical Transport in the Environment. Proceedings of the 2nd International Symposium, January 3-5, 2001. – Honolulu, American Society of Agricultural Engineers (ASAE). – P. 1-9.
11. Schmoll O. Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources / O. Schmoll, G. Howard, J. Chilton [Eds.]. – World Health Organization, IWA Publishing. – London, UK, 2006. – 697 pp.

12. Udalov I. V. Ecological and hydrogeological factors of qualitative composition destabilization of drinking groundwater within the central part of DDAB / I. V. Udalov, S. M. Levoniuk, V. V. Samoilov, V. O. Petik // Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія», 2019. – Випуск 51. – С. 207-220.
13. Zaporozec A. Groundwater Contamination Inventory / A. Zaporozec // IHP-VI, Series on groundwater, No. 2. – UNESCO, 2002.

Мельников А. Ю.,

Мартинюк Д. Т.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ОЦІНКА ХІМІЧНОГО СТАНУ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД р. ДУНАЙ В МЕЖАХ УКРАЇНИ ЗА ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Вичерпна імплементація положень Водної рамкової директиви Європейського союзу (ВРД) [1] потребує оцінки екологічного та хімічного стану масивів поверхневих вод річок України. Оцінку перелічених станів масивів поверхневих вод в Україні проводять за затвердженою "Методикою віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод" [2]. Визначення хімічного стану проводять шляхом порівняння рівнів вмісту пріоритетних забруднюючих речовин з екологічними нормативами якості (ЕНЯ). ЕНЯ встановлюються на двох рівнях: ЕНЯ_{МАХ} - максимально допустима концентрація; ЕНЯ_{СР} - середньорічна концентрація. До переліку важких металів, за якими визначають хімічний стан масивів поверхневих вод, входять свинець, ртуть, кадмій, нікель. Особливістю визначення хімічного стану масивів поверхневих вод за вмістом важких металів є те, що для такого оцінювання використовують вміст розчинених форм [2].

Для оцінки хімічного стану масивів поверхневих вод р. Дунай в межах України використовувались значення ЕНЯ_{МАХ} та ЕНЯ_{СР} встановлені директивами 2013/39/EU та 2008/105/EC наведені в табл. 1.

Таблиця 1 – ЕНЯ_{МАХ} та ЕНЯ_{СР} для важких металів, що використовувались для оцінки хімічного стану масивів поверхневих вод р. Дунай в межах України

Показник	ЕНЯ _{СР} , мкг/дм ³	ЕНЯ _{МАХ} , мкг/дм ³
Кадмій та його сполуки	0,25	1,5
Свинець та його сполуки	7,2 (1,2 біодоступні форми)	-
Ртуть та її сполуки	0,05	0,07
Нікель та його сполуки	20	-

Дунай – одна з найбільших річок Європи. Українська ділянка річки розташована в нижній течії Дунаю перед впадінням в Чорне море. Результати попередніх досліджень [5] вказують на забрунення ділянки р. Дунай в межах України, у тому числі важкими металами, які відносяться до пріоритетних за ВРД.

Проби води було відібрано на ділянці р. Дунай в межах України у травні та липні 2021 року, а саме вище м. Рені, у районі м. Ізмаїл, нижче м. Кілія, рукав Бистрий 9 км.

Для визначення вмісту розчинених форм важких металів проби фільтрували на місці відбору крізь фільтр «синя стрічка». Дослідження масової концентрації свинцю, кадмію, нікелю у відібраних пробах проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії з електротермічною атомізацією за ДСТУ ISO 15586:2012 на приладі Varian SpectrAA 220 Zeeman. Вміст ртуті визначали методом холодної пари з атомно-флуорисцентним детектуванням за методом Агентства із захисту довкілля США EPA Method 245.7.

Отримані результати свідчать про відсутність перевищень значень стандартів якості довкілля за вмістом розчинених форм свинцю, кадмію, нікелю. Масові концентрації цих елементів в усіх відібраних пробах були нижчі за межу визначення методу, а саме вміст свинцю – менше $0,5 \text{ мкг/дм}^3$, кадмію – менше $0,1 \text{ мкг/дм}^3$, нікелю – менше $5,0 \text{ мкг/дм}^3$.

За вмістом ртуті спостерігалися перевищення МАС-EQS, відповідні значення представлені на рис. 1.

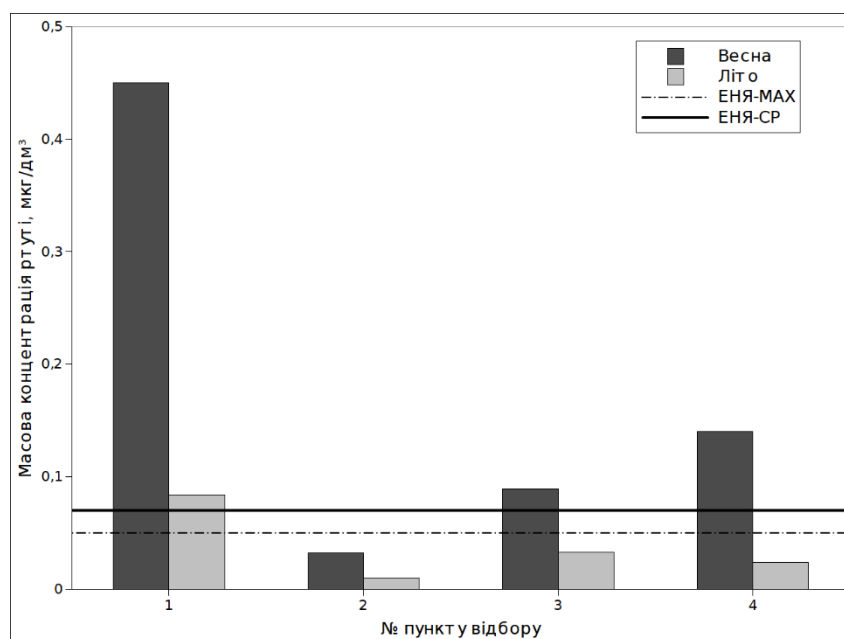


Рисунок 1 – Масова концентрація ртуті у воді р. Дунай (пункти спостереження: 1 — Вище м. Рені, 2 — м. Ізмаїл, 3 — нижче м. Кілія, 4. рукав Бистрий 9 км.).

Найбільші перевищення спостерігаються у пункті вище м. Рені, що може свідчити про надходження ртуті у воду р. Дунай за межами України.

Підсумовуючи результати, у досліджених водних масивах р. Дунай в межах України, а саме вище м. Рені, нижче м. Кілія, рукав Бистрий 9 км спостерігається недосягнення доброго хімічного стану за максимальним річним вмістом розчинених форм ртуті.

Література

1. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року Офіційний вісник Європейського Союзу від 21.03.2008 — 2000 р., / L0060 /
2. Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0127-19#Text>.
3. Directive 2013/39/EU of the european parliament and of the council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>
4. Directive 2008/105/EC of the european parliament and of the council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>
5. Васенко О.Г., Мельников А. Ю., Дослідження вмісту важких металів у воді р. Дунай в межах України Екологічна безпека. 2017. № 2/2017(24). с. 64 – 69.

Михайлов С. С., аспірант;

Квасов В. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Варламов Є. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

НЕОБХІДНІСТЬ УДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ДОВКІЛЛЯ ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Порушення стійкості системи «людина – природа – суспільство» в сучасних умовах обумовлено суттєвим деструктивним впливом людства на стан навколишнього середовища в результаті надмірного росту продуктивних сил та кількісного зростання чисельності населення. Все це призводить до величезного посилення антропогенного навантаження на екосистеми Землі і практично до незворотних змін у всій біосфері. Інтенсивний розвиток науково-технічного прогресу зумовив виникнення низки глобальних екологічних проблем, кожна з яких здатна призвести до знищення нашої цивілізації. Серед цих проблем найбільш пріоритетними є: дефіцит чистої прісної води, зниження видового біологічного та ландшафтного різноманіття планети, парниковий ефект, озонові діри, кислотні дощі, забруднення Світового океану, опустелення, загибель лісів тощо.

Зменшення рівня антропогенного впливу на біосферу можна досягти якісним управлінням соціально-економічними системами всіх рівнів, забезпечивши їх стратегічну орієнтацію на принципи сталого (стійкого, гармонійного) розвитку (в розумінні sustainable development).

Одним з основних шляхів реалізації концепції стійкого розвитку суспільства вважається впровадження на всіх організаційних рівнях науково обґрунтованої системи екологічного та соціально-економічного менеджменту, який би будувався на об'єктивних даних відповідної системи екологічного та соціально-економічного моніторингу, що, у свою чергу є початковою функцією управлінського циклу [1].

Сталий розвиток України, підвищення якості життя і здоров'я її населення, а також забезпечення національної безпеки можливі лише за умови збереження природних систем, підтримки та поліпшення якості навколишнього середовища. Але у

даний час навколишнє середовище в Україні зазнає значного антропогенного навантаження, яке перевищує відповідні показники у розвинутих країнах світу. Розвиток держави неможливий без планування та здійснення екологічної діяльності, яка спирається на уявлення наявних проблем, та розумінні шляхів їх вирішення.

Україна серед європейських держав один з найвищих інтегральних показників негативних техногенних навантажень на навколишнє природне середовище практично на всій її території [2]. Причому в двох третинах областей екологічна ситуація та якість довкілля характеризуються як гостро критичні і несприятливі для здоров'я людини.

В Україні розміщено 4 діючі атомні електростанції, 44 енергетичних об'єкти, близько 2 тис. об'єктів, які виробляють або використовують сильнодіючі токсичні речовини, 308 шахт або розрізів, 6 підприємств з видобутку та переробки нафти, каскад Дніпровських водосховищ, мережа трубопроводів (протяжність нафтопроводів – 7,1 млн. км, газопроводів – 34 тис. км, аміакопроводів – 810 км), а також налічується близько 11 тис. одиниць організованих стаціонарних джерел, що викидають шкідливі речовини в атмосферне повітря. Кожен із перелічених об'єктів здійснює значний негативний вплив на довкілля[3].

До основних галузей-забруднювачів довкілля нині належать:

- промисловість, зокрема, її базові галузі - паливно-енергетична, металургія, важке машинобудування, хімічна та нафтохімічна;
- агропромисловий комплекс, насамперед сільське господарство, великі тваринницькі ферми, підприємства харчово-переробної сфери;
- комунальне господарство;
- транспорт, передусім автомобільний.

Основними факторами антропогенного впливу на навколишнє середовище є скиди забруднених стічних вод у природні поверхневі водні об'єкти, викиди шкідливих речовин в атмосферу, забруднення ґрунтів та тверді відходи промислових підприємств [4].

Україна визнає забезпечення екологічної безпеки одним із основних напрямів державної політики національної безпеки України. По своїй суті державна екологічна політика, серед іншого, спрямована на вирішення існуючих екологічних проблем, що призводять до негативних екологічних, соціальних та економічних наслідків, а також на попередження їх виникнення й поширення.

Оскільки дослідити екологічний стан навколишнього природного середовища всіх регіонів України в рамках однієї статті є неможливим, було прийняти рішення дослідити систематизовану аналітичну інформацію за якісними показниками щодо

забруднення компонентів довкілля під впливом природних та антропогенних факторів для трьох областей України на основі даних представлених у Регіональних доповідях про стан навколишнього природного середовища та Екологічних паспортах регіонів за 2017, 2018, 2019 рр. Для того, щоб дослідження характеризувало також стан довкілля території України загалом, були обрані регіони з різних її географічних частин: Харківська область зі східної України, Кіровоградська область з центральної України, Рівненська область з західної України. Результати дослідження наведено в табл. 1.

Таблиця 1–Динаміка забруднення регіонів України у період 2017-2019 рр. [5,6,7,8,9,10]

Показники	Області								
	Харківська область			Кіровоградська область			Рівненська область		
	2017 рік	2018 рік	2019 рік	2017 рік	2018 рік	2019 рік	2017 рік	2018 рік	2019 рік
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Атмосферне повітря									
1. Викиди ЗР від стаціонарних джерел, тис. тонн	45,0	44,7	106,5	12,2	12,17	12,8	9,6	9,1	9,9
2. Викиди ЗР в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на км ² , кг	~1400	~1400	3400	496,3	494,8	519,7	476,8	455,4	494,3
3. Викиди ЗР в атмосферне повітря від стаціонарних джерел у розрахунку на одну особу, кг	16,7	16,7	39,9	12,7	12,8	13,6	8,2	7,9	8,6
Водні ресурси									
4. Забрано води з природних водних об'єктів	270,3	310,0	295,2	199,2	163,7	187,6	126,3	119,7	124,9
5. Спожито свіжої води	210,9	253,2	258,4	54,48	37,67	45,83	126,3	91,09	96,23
6. Загальне водовідведення, з нього	274,0	302,7	289,3	49,66	30,98	39,8	57,52	53,12	52,21

у поверхневі водні об'єкти у тому числі:	270,3	298,8	286,2	43,65	24,88	34,57	57,22	52,76	51,86
Забруднених зворотних вод	9,81	14,1	14,7	1,328	3,319	3,024	4,498	4,449	4,63
з них без очищення	4,909	9,2	9,1	-	-	-	-	-	-
нормативно очищених	198,1	195,5	182,8	14,48	12,72	12,5	24,31	23,34	21,90
нормативно чистих без очистки	60,1	87,0	87,4	20,49	1,294	11,38	20,41	18,01	17,56
Земельні ресурси									
7. Порушені, тис. га	0,02	0,0,0175	0,0061	4,786	-	-	0,0589	-	-
% до загальної площі території	0,0006	0,0006	0,0002	0,194	-	-	0,0029	-	-
8. Відпрацьовані, тис. га	0,0088	0,0067	0,0162	0,748	-	-	-	-	-
Біологічне різноманіття									
Загальна кількість видів рослин та грибів регіону, од.	318	318	318	165	165	165	1245	1245	1245
Кількість видів рослин та грибів, занесених до Червоної книги України, од.	113	113	113	73	73	73	80	81	81
Загальна кількість видів тварин, занесених до Червоної книги України, од.	167	167	167	83	83	83	104	109	111
Загальна кількість видів тваринного світу на території області, що охороняються, од.	30	30	30	202	202	202	-	-	-

Поводження з відходами									
Утворено, тис. т	1803	1628,5	1752,3	37623,3	37902	37406	457,7	484,7	553
Одержано від інших підприємств	1 392	1440,5	1522,5	307,6	290,7	-	211,5	237,8	264
Спалено	69,9	69,2	79,4	28,1	26,5	60,3	84,7	61,7	56,6
Використано	127,1	290,7	203,1	1471,4	1855	1692	23,7	23,2	39,3
Направлено в сховища організованого складування	-	16,0	15,2	35842,6	35744	35329	177,9	206,2	249,5
Передано іншим підприємствам	1 459	1417,6	1348,7	320,8	257,4	-	216,3	236,8	288,2
Наявність на кінець звітного року у сховищах організованого складування та на території підприємств	3 149	3002,5	2945,1	408399	516621	-	24705	26067	25964

Отже, аналіз літературних джерел щодо стану довкілля України дозволив сформулювати такі висновки щодо стану довкілля регіонів України:

1. Основними забруднювачами атмосферного повітря залишаються підприємства добувної, переробної промисловості та автотранспорт. Сьогодні в Україні, незважаючи на певний спад виробництва, стабільно високим залишається забруднення атмосферного повітря великих міст і промислових центрів.

2. Основними причинами забруднення поверхневих вод України є: скид неочищених та не досить очищених комунально-побутових і промислових стічних вод безпосередньо у водні об'єкти та через систему міської каналізації; надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин у процесі поверхневого стоку води з забудованих територій та сільгоспугідь; ерозія ґрунтів на водозабірній площі. Моніторинг якості води поверхневих водних об'єктів протягом 2019 р. свідчив про невелике зменшення частки забруднюючих речовин.

3. Внаслідок інтенсивного розвитку сільського та лісового господарств, неефективного ведення заповідної та інших природоохоронних справ в Україні порушилося співвідношення площ ріллі, природних кормових угідь, лісових та водних ресурсів, і як наслідок — інтенсивний розвиток ерозійних процесів, ущільнення орного шару ґрунту, зниження його родючості, забрудненість природних ландшафтів України.

Не дивлячись на незначне поступове зниження забрудненості ґрунтів наднормативними кількостями забруднювачів питань залишається дуже актуальним на найближчі десятиліття.

4. Не дивлячись на значне антропогенне навантаження, Україна завдяки своєму географічному положенню ще зберігає надзвичайно багате біорізноманіття. Серед 45 європейських країн Україна за кількістю видів окремих груп хребетних тварин займає 1-5 місця, а за кількістю збережених глобально вразливих видів Європи – 5-е місце. Україна належить до країн з великою різноманітністю флори. Але динаміка змін в біологічному біорозноманітті України за останні десятиліття викликає глибоке занепокоєння та потребує вжиття кардинальних заходів.

5. Щорічна кількість відходів на душу населення становить близько 300 кг, при цьому у відміну від європейських держав в Україні дуже низький рівень перероблення та утилізації відходів і високий показник їх захоронення на полігонах. Значна частина полігонів перевантажена і не відповідає природоохоронним та санітарним нормам. Основною причиною такого стану є недосконала законодавча база, відсутність ефективної системи обліку та звітності, системи моніторингу у сфері управління відходами.

Головними причинами, що призвели до загрозливого стану довкілля є:

1. застаріла технологія виробництва та обладнання;
2. висока енергомісткість та матеріаломісткість, що перевищують у два-три рази відповідні показники відповідних країн;
3. високий рівень концентрації промислових об'єктів;
4. несприятлива структура промислового виробництва з високою концентрацією екологічно небезпечних виробництв, відсутність належних природоохоронних систем (очисних споруд, оборотних систем водозабезпечення тощо);
5. низький рівень експлуатації існуючих природоохоронних об'єктів;
6. відсутність належного правового та економічного механізмів, які б стимулювали розвиток екологічно безпечних технологій та природоохоронних систем;
7. відсутність належного контролю за охороною довкілля[11].

В даний час система моніторингу довкілля в Україні не досконала, тому що регіональні системи екологічного моніторингу створені не у всіх регіонах України. На жаль, в Україні для окремих видів моніторингу склалися свої організаційні структури та розроблялися свої концептуальні програми розвитку. Такий підхід, обумовлений, здебільшого, відомчими, а не державними інтересами, є принципово неправильним, принаймні, по двох позиціях: по-перше, створення окремих взаємодіючих систем

моніторингу за різними компонентами навколишнього середовища обійдеться державі в кілька разів дорожче в порівнянні з єдиної державної комплексної системою; по-друге, відокремлювати в системі спостереження один компонент від іншого часто принципово не вірне, а в ряді випадків загрожує серйозними помилками. Тому розробка державної концепції моніторингу повинна вестися по шляху створення єдиної комплексної системи екологічного моніторингу на всіх рівнях, яка працює за єдиним методичним підходом, а не по дорозі простого підсумовування розрізнених систем моніторингу окремих її компонентів. Також одним з основних недоліків існуючої системи екологічного моніторингу є – відсутність автоматизованих засобів контролю забруднюючих речовин у динамічних середовищах довкілля (атмосферне повітря, гідросфера), як наслідок запізніле отримання інформації природокористувачами та контролюючими організаціями про зміну якості навколишнього середовища під впливом антропогенних факторів, й не застосування цієї інформації для прийняття рішень щодо зниження впливу. Для вирішення цієї проблеми необхідний комплексний підхід до моніторингу довкілля на основі сучасних досягнень науки і техніки на всіх рівнях[12].

Отже, базуючись на встановлених вище базових причинах недосконалості, нами запропоновано перелік складових, що підлягають розробці для забезпечення комплексної системи екологічного моніторингу:

1. Формування відповідних баз даних;
2. Формування мережі сучасних стаціонарних постів спостережень.
3. Створення єдиного положення про системи моніторингу на регіональному рівні з програмою вимірювань та порядком контролю.
4. Створення положення про експертну підсистему моніторингу з формуванням бази експертів.
5. Переформатування системи представлення інформації за результатами моніторингу з метою чіткого та зрозумілого її сприйняття.

У разі розробки зазначених складових на регіональному рівні буде сформовано базис підсистем комплексної системи моніторингу довкілля, що дозволить забезпечити її ефективність[13].

Висновки

Проаналізовано стан довкілля регіонів України, щодо забруднення компонентів довкілля під впливом природних та антропогенних факторів, встановлено, що незважаючи на динаміку зменшення забруднення довкілля за останні 3 роки, стабільно

високим залишається забрудненість великих міст і промислових центрів тому питання забрудненості довкілля наднормативними кількостями ЗР залишається дуже актуальним на найближчі десятиліття. Проаналізовано діяльності суб'єктів державної системи екологічного моніторингу на регіональному рівні в умовах процесів децентралізації. Встановлено основні недоліки діючої системи спостережень. Визначено, що переважна більшість недоліків має організаційно-технічний характер та може бути усуненою, завдяки реформуванню законодавчої бази та створенню автоматичних інформаційно-аналітичних систем. Базуючись на результатах дослідження та запропонованих заходах із удосконалення існуючих систем моніторингу довкілля, планується створити базову структуру регіонально комплексної системи екологічного моніторингу.

Література

1. Моніторинг довкілля: підручник/[Боголюбов В. М., М77 Клименко М. О., Мокін В. Б. та ін.]; під ред. В. М. Боголюбова. [2-е вид., перероб. і доп.]. — Вінниця : ВНТУ, 2010 — 232 с.;
2. Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки Постанова ВР від 05.03.1998 № 188/98-ВР;
3. <https://helpiks.org/8-64393.html>;
4. https://pidru4niki.com/1640011656680/ekologiya/stan_navkolishnogo_prirodnogo_seredovischa_ukrayini;
5. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Харківської області у 2019 році;
6. Екологічний паспорт Харківської області за 2019 рік;
7. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Кіровоградської області у 2019 році;
8. Екологічний паспорт Кіровоградської області за 2019 рік;
9. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Рівненської області у 2019 році;
10. Екологічний паспорт Рівненської області за 2019 рік;
11. Постанова ВР України Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки (Відомості Верховної Ради (ВВР), 1998, №38-39, ст.248);
12. https://www.kmu.gov.ua/storage/app/media/ugoda-pro-asociaciyu/00ukraine_euassociationagreementbody.pdf;
13. http://www.kdu.edu.ua/PUBL/statti/2016_5_76_5-2016.pdf.

УДК 628.

Монин В. Л., канд. биол. наук, доц.

Государственное высшее учебное заведение «Приазовский Государственный Технический Университет», г. Мариуполь

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДОСНАБЖЕНИЯ г. МАРИУПОЛЯ И ВОЗМОЖНОСТИ УЛУЧШЕНИЯ КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

От качества питьевой воды зависит состояние здоровья людей, уровень их санитарно-эпидемиологического благополучия, степень комфортности и, как следствие, социальная стабильность общества в целом.

В результате исследований 2007–2019гг установлено: в городе Мариуполе показатели качества водопроводной воды (сухой остаток, общая жесткость и сульфаты) не соответствовали ДСанПиН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», зарегистрированный в Министерстве юстиции Украины 01.07.2010г (Монин, 2016, 2017, 2018).

Исследованные за этот период, пробы водопроводной воды в Приморском районе города, устойчиво демонстрировали ухудшение органолептических и микробиологических показателей. Подобная ситуация с ухудшением качества воды в распределительных сетях характерна и для других городов Украины (Капранов и др., 2008).

Для доведения показателей качества водопроводной воды до требуемых значений и исключения вторичного её загрязнения, за время транспортировки водопроводом, необходима её доочистка.

Доочистка водопроводной воды должна проводиться в местах максимально приближенных к потребителям, что позволит снять проблему ухудшения её качества. Учитывая существующие показатели качества Мариупольской водопроводной воды, доочистка обязательно должна включать опреснение, т. е. снижение её минерализации.

Самым эффективным способом опреснения воды является обратноосмотическая фильтрация. Преимущества этого метода заключаются в малых энергозатратах, удобстве конструкций установок, их малых габаритах и простоте эксплуатации (Карелин, 1988). Эффективность опреснения зависит от качества фильтруемой воды (минерализации, мутности, цветности и т.д.),

температуры, состояния мембран (количества загрязнений на рабочей поверхности) и многого другого.

Целью исследований был анализ возможных источников пресной воды для централизованного водоснабжения города Мариуполя, наиболее пригодных для дальнейшего опреснения, с минимальными технологическими затратами.

Материал и методы исследования

Исследования проводили путём анализа физико-химического показателя воды (сухой остаток) из Старокрымского (51,8 млн. м³) и Павлопольского (76,2 млн. м³) водохранилищ, предоставленных КП «Компания «Вода Донбасса» за 2017 – 2019 годы (письмо №293/1 от 13.03.20г).

Для сравнительного анализа использованы материалы, полученные в результате работы обратноосмотических опреснителей (2019–2020гг) предприятия ТОВ «Екологічні технології», расположенного в Приморском районе города. Предприятие выпускает питьевую бутилированную воду и в качестве сырья использует воду городских централизованных сетей водоснабжения. Входной контроль сырья для переработки проводили ежедневно поверенными приборами производственной лаборатории. Определялись следующие показатели качества водопроводной воды: минерализация (мг/дм³), цветность (градус), мутность (мг/дм³) и рН (единиц). Для исследований использованы только показатели минерализации.

Показатели минерализации водопроводной воды в 2019 – 2020 годах

Источником питьевого водоснабжения города Мариуполя служит вода из реки Северский Донец (Южно-Донбасский водовод) и Старо-крымского водохранилища. Вода смешивается на фильтровальной станции в соотношении 3:1 (Мягкий и др., 2007). Согласно существующим нормативам, общая минерализация (показатель сухой остаток) водопроводной воды не должен превышать 1000 мг/дм³ (ДСанПіН 2.2.4-171-10). По различным причинам, рекомендованное соотношение не всегда выдерживалось и, как результат, показатель минерализации воды периодически превышал норматив (рис. 1 и 2).

Как правило, повышенная минерализация воды наблюдалась в летние месяцы и была обусловлена как отсутствием атмосферных осадков, так и увеличением потребления на хозяйственно бытовые нужды.

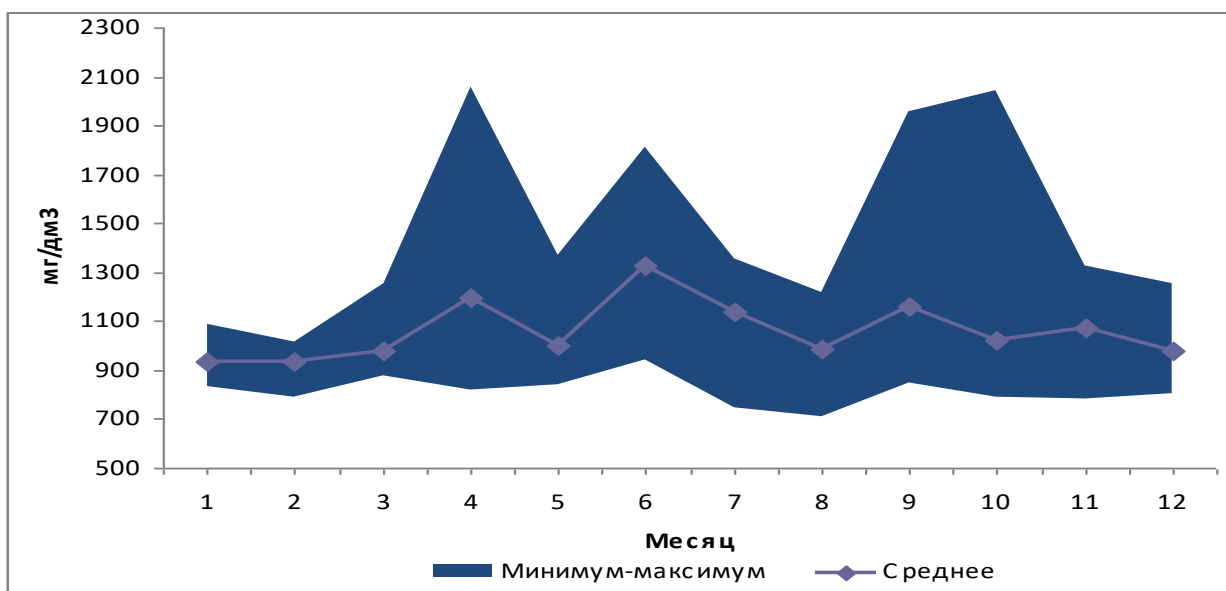


Рисунок 1 – Среднемесячные показатели и диапазон колебаний значений «минерализация» водопроводной воды в 2019 году.

В 2019 году среднемесячные значения минерализации водопроводной воды колебались в диапазоне от 933 до 1324 мг/дм³, а суточные от 708 до 2060 мг/дм³. Отмечено три периода подачи воды с повышенной минерализацией: в апреле, июне и сентябре – октябре.

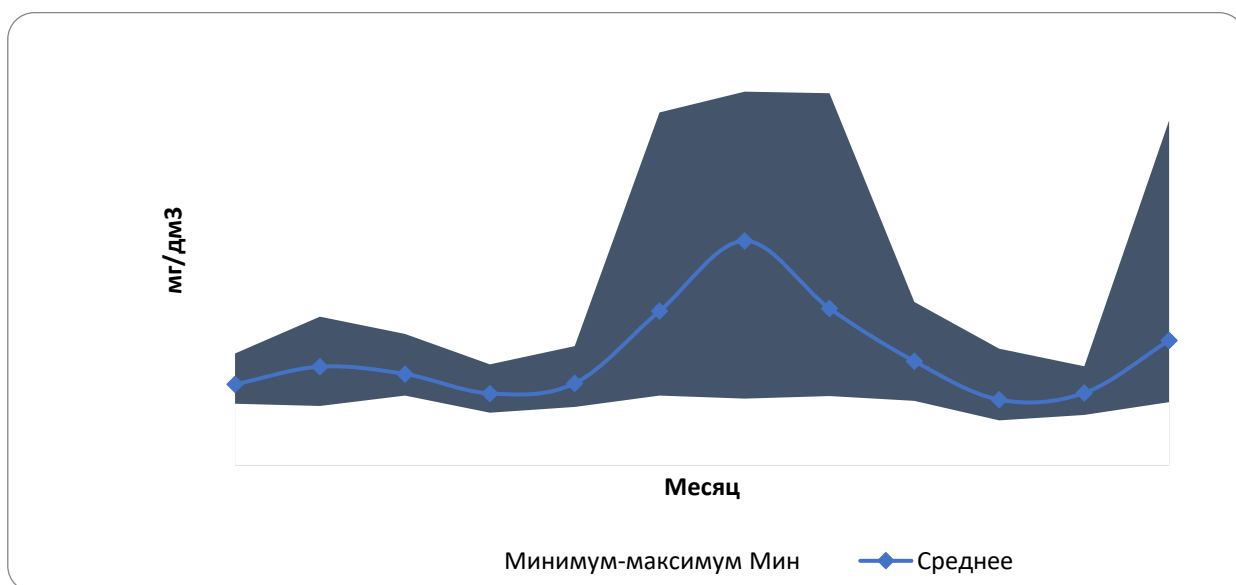


Рисунок 2 – Среднемесячные показатели и диапазон колебаний значений «минерализация» водопроводной воды в 2020 году.

В 2020 году среднемесячные значения минерализации водопроводной воды изменялись в диапазоне от 806 до 1541 мг/дм³, а суточные от 806 до 2232 мг/дм³. Отмечено два периода подачи воды с повышенной минерализацией: июль – август и декабрь.

В течение рассматриваемых лет, подача в город более минерализованной воды осуществлялась из Старо-крымского водохранилища. В случае прекращения подачи воды из основного источника - реки Северский Донец (военные действия) забор из Старо-крымского водохранилища может увеличиваться до 110 – 140 тыс. м³/сутки.

В остальные периоды минерализация водопроводной воды была близка к нормативу (1000 мг/дм³) и длительное время – ниже его (рис. 1 и 2). Поэтому, в это время опреснение воды методом обратно осмотической фильтрации осуществлялась с наименьшими затратами и с максимальным выходом опресненной воды (пермеата) – 50%.

Показатели минерализации воды в Старо-крымском и Павлопольском водохранилищах в 2017 – 2019 годах

Сравнительный анализ основных физико-химических макро показателей воды Старо-Крымского и Павлопольского водохранилищ в 2012 - 2016 годах показал, что рассматриваемые среднегодовые значения, демонстрировали относительную стабильность как в средних, так и диапазонных значениях (Монін, 2018).

За последующие три года анализ среднемесячных значений показателя «сухой остаток» позволил установить диапазон их колебаний (рис. 3).

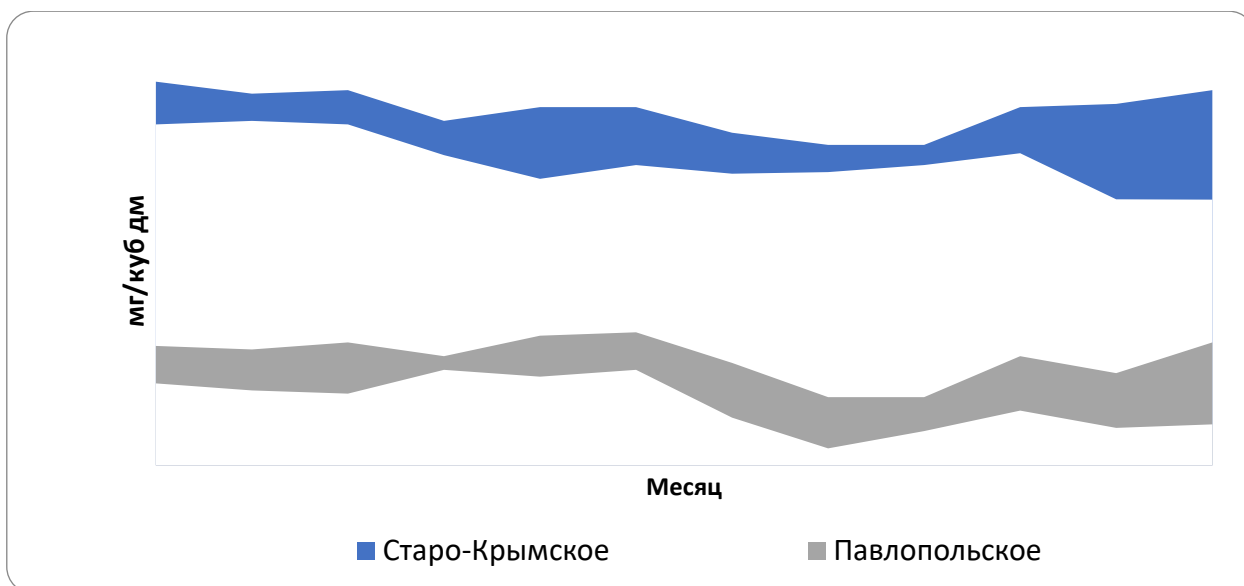


Рисунок 3 – Среднемесячный диапазон колебаний показателя «Сухой остаток» в воде Старо-крымского и Павлопольского водохранилищ в 2017 – 2019 годах.

Среднемесячные значения сухого остатка Старо-крымского и Павлопольского водохранилищ менялись в диапазоне: 2580 - 2920 мг/дм³ и 1850 – 2190 мг/дм³ соответственно.

По показателю «сухой остаток» вода Павлопольского водохранилища, убедительно, была менее минерализованной и, с применением современных методов опреснения, могла рассматриваться в качестве технологически предпочитаемого источника для производства как водопроводной воды, так и, после соответствующей доочистки, питьевой воды улучшенного качества.

В сложившейся для города ситуации, пришло время осознать, что вода питьевая и вода для хозяйственно-бытовых потребностей не могут быть равнозначно высокого качества. Это две разных по стоимости и объемах потребления воды.

Вода питьевая – это пищевой продукт (до 3л \ чел. \ сутки) непосредственно участвующий во всех кулинарных процессах и напрямую влияющий на наше здоровье.

Вода водопроводная – это продукт хозяйственно-бытового назначения (100 – 120 л\ чел. \ сутки.), участвующий в санитарно-гигиенических мероприятиях и предназначенный для улучшения качества нашей жизни.

Заключение

В результате исследований установлено, город Мариуполь имеет три источника пресной воды, способных обеспечить подачу необходимых объёмов: река Северский Донец (Южно-Донбасский водовод), Старо-Крымское и Павлопольское водохранилища.

Указанные источники пресной воды отличаются минерализацией, которая, на существующих фильтровальных станциях, не подвергается корректировке солесодержания.

Учитывая то, что опреснение подающейся в город воды целесообразно проводить в местах её непосредственного потребления на пищевые цели, показатель «минерализация» или «сухой остаток» для обратноосмотической фильтрации является определяющим её (фильтрацию) технологичность и эффективность процесса.

Так, среднемесячные значения солесодержания реки Северский Донец (Южно-Донбасский водовод), Старо-Крымского и Павлопольского водохранилищ составляли: 806 – 933 мг/дм³, 2580 - 2920 мг/дм³ и 1850 – 2190 мг/дм³ соответственно. Это значит, что для доведения водопроводной воды в городе Мариуполе до нормативных показателей качества можно предложить следующий рейтинг водоисточников: 1 - река Северский Донец, 2 – Павлопольское и 3 - Старо-Крымское водохранилища.

Литература

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», зареєстрований в Министерстве юстиции Украины 01.07.2010г.
2. Монин В.Л. «Показатели, определяющие качество водопроводной воды в городе Мариуполе (Северное Приазовье), // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIII Міжнародної конференції (м. Харків, 5-9 вересня 2016р.)/ УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2016. - С. 177 – 182.
3. Монин В.Л. Мониторинг качества водопроводной воды в городе Мариуполе в условиях нестабильности региона. // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIII Міжнародної конференції (м. Харків, 11-15 вересня 2017р.)/ УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2017. - С. 312 - 316.
4. Монин В.Л. Водный баланс и показатели качества водопроводной воды города Мариуполя в 2017 году.// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIII Міжнародної конференції (м. Харків, 10-14 вересня 2018 р.)/ УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2018.- С. 242 - 246 .
5. Монин В.Л. Порівняльний аналіз поверхневих джерел прісної води для водопостачання міста Маріуполя. // Матеріали науково-практичної конференції III екологічного Форуму «Екологія промислового регіону».- Краматорськ. 2018. - С. 117-121.
6. Капранов С.В., Маркитан Ю.С., Емельянов В.А., Кривуца В.В. Прогнозирование качества питьевой воды централизованного водоснабжения в процессе осуществления социально-гигиенического мониторинга. – Вода і водоочисні технології. – 2008. - №5. – С.32-40.
7. Карелин Ф.Н. Обессоливание воды обратным осмосом. – М.: Стройиздат, 1988. – 208с.
8. Мягкий Д.Д., Дмитриев В.И., Воротникова Е.В., Река Кальмиус в границах города Мариуполя// Вода і водоочисні технології.- 2008. - № 6 - С.45-55.

Пісня Л. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Чумаченко С. М., д-р техн. наук, ст. наук. співр.;

Національний університет харчових технологій, м. Київ

Петрухін С. Ю., канд. техн. наук, доц.

Військовий інститут танкових військ НТУ «ХПІ», м. Харків

ОБҐРУНТУВАННЯ УЗАГАЛЬНЕНИХ БАЗОВИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТЕОРЕТИЧНИХ ТА ПРАКТИЧНИХ ОСНОВ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ

«Ефективність управління залежить від комплексного застосування багатьох факторів, і не в останню чергу - від процедури прийнятих рішень і їх практичного втілення в життя. Щоб управлінське рішення було дієвим і ефективним, необхідно дотримуватися певних методологічних основ» [1].

Проведений аналіз наукових публікацій у галузі управління екологічною безпекою [1 - 9] дозволив авторам дійти до висновку, що теорія та практика останнього десятиліття має розрізненні підходи до системного формування оцінок надзвичайних ситуацій під час проведення територіального та факторного аналізів екологічної безпеки в Україні та за її межами.

Загально відомо, що теорія прийняття рішень як самостійна наукова дисципліна бере свій початок з робіт Дж. Фон Неймана ([англ. John von Neumann](#)) і О. Моргенштерна ([нім. Oskar Morgenstern](#)) та продуктивно удосконалена в частині пошуку принципів управління Анрі Файолем ([фр. Henri Fayol](#)), що є одним з ідеологів школи адміністративного управління. Визначені ним чотирнадцять принципів управління отримали загальне визнання і зберегли свою актуальність до наших днів, тому що їх правильність неодноразово була підтверджена практикою [1 - 4].

Зазначимо, що «принцип» – це початковий фундамент, елементи основи, підґрунтя, ідеї, керівні правила, якими слід керуватися в діяльності для вирішення поставлених завдань.

Доречно зауважити, що на сьогодні в галузі управління екологічною безпекою поки що немає повної єдності між теоретиками та практиками у формулюванні

принципів управління, в тлумаченні їх змісту, в підході до методів і способів їх втілення в життя. У літературі з екологічного менеджменту багато авторів по-різному визначають склад і кількість принципів [9-15]. Часом у сучасному «науковоподібному сленгу» принципами називають те, що ніяк не можна вважати фундаментальними основами або підґрунтям ні за побудовою структур управління, ні за дієздатністю їх функціонування задля досягнення результатів.

При цьому в [1] зазначається, що вихідною точкою теоретичних досліджень були найзагальніші уявлення про сутність процесу вирішення проблем та можливості використовуваних формалізованих методів їх опису та моделювання. Математичні методи використовувалися саме для того, щоб знайти найбільш ефективний шлях досягнення певної мети. Вони відповідають на питання «як», а не «що» оптимізувати для ефективного досягнення очікуваного рішення [1, 2, 8, 9,].

Власний науковий досвід у проведенні теоретичних та практичних досліджень та розробок, зокрема в [11 - 15], дозволяє запропонувати нові *узагальнені базові елементи теорії та практики управління екологічною безпекою (УБЕТПУЕБ)*, що включають дев'ять системно пов'язаних, але відносно незалежних щодо суті принципів формування комплексних завдань для забезпечення ефективних рішень. Запропоновані УБЕТПУЕБ пов'язані між собою ієрархічними зв'язками у вигляді інформаційних, енергетичних, просторових, соціальних, часових та інших характеристик і показників компетенції та дієздатності, і в подальшому ще потребують детального вивчення та доопрацювання.

В таблиці 1 надано запропоновані визначення УБЕТПУЕБ та обґрунтовано їхню вербальну інтерпретацію та суть ролі особи, що приймає рішення, для планування завдань управління екологічною безпекою.

Таблиця 1 – Узагальнені базові елементи основ управління екологічною безпекою та їх теоретичне і практичне обґрунтування

Базовий елемент	Вербальна інтерпретація принципу що розкриває змість та роль базового елементу в прийнятті управлінського рішення	Обґрунтування ролі УБЕТПУЕБ
Перший елемент: «Кому та для чого...»	Кому та для чого необхідно бажано чи корисно або вигідно вирішення екологічної ситуації, що відбулася, відбувається чи може відбутися на досліджуваній території.	Виявлення особи, що ініціює дії, автор, ініціатор, рівень його компетентності обізнаності та авторитетності щодо вирішення конкретної ситуації та розуміння її можливостей та дієвості у часі та просторі. Фактично це особа, що

Базовий елемент	Вербальна інтерпретація принципу що розкриває змість та роль базового елемента в прийнятті управлінського рішення	Обґрунтування ролі УБЕТПУЕБ
		приймає рішення щодо дій та координує їх виконання у часі та просторі.
Другий елемент: «Хто...»	Хто реалізує чи забезпечує реалізацію у часі та просторі екологічної ситуації у вигляді виконання певного плану дій чи заходів.	Визначення <i>складу виконавців та спостерігачів-контролерів</i> плану дій та рівнів їх повноважень, компетентності та фахового досвіду реалізації завдань плану дій щодо екологічної ситуації.
Третій елемент: «Що...»	Що необхідно та достатньо зробити для досягнення мети того чи іншого завдання в реалізації екологічної ситуації.	Декомпозиція ситуації та її наслідків з метою визначення <i>необхідного та достатнього переліку завдань</i> до плану дій. Синтез завдань у чіткий план дій.
Четвертий елемент: «Де...»	Де у просторі реалізується план дій щодо екологічної ситуації.	<i>Визначення меж простору</i> (території) що формує умови, фактори та можливі наслідки щодо ситуації та <i>визначає місце</i> реалізації плану дій.
П'ятий елемент: «Коли...»	Коли у часі реалізується, реалізувався чи може реалізуватися план дій.	<i>Своєчасність</i> реалізації передбачених завдань планом дій щодо екологічної ситуації.
Шостий елемент: «Скільки...»	Скільки ресурсів, сил та засобів <i>необхідно і достатньо</i> для реалізації плану дій щодо екологічної ситуації.	Вибір <i>всіх необхідних і достатніх сил та засобів для забезпечення</i> реалізації плану дій у просторі та часі, включаючи інформаційні, фінансові, технічні, фахові тощо.
Сьомий елемент: «Як...»	Як саме (У який спосіб) у просторі та часі пов'язані у плані дій реалізація елементів з першого по шостий.	Вибір <i>методології та детального алгоритму дій</i> чи взаємодій між елементами від першого до шостого включно щодо реалізації плану дій відповідно ситуації.

Базовий елемент	Вербальна інтерпретація принципу що розкриває змість та роль базового елемента в прийнятті управлінського рішення	Обґрунтування ролі УБЕТПУЕБ
Восьмий елемент: «Чи є бажаний результат...»	Чи досягається бажаний результат хоча б одноразово. Що необхідно для реалізації результатів плану дій.	Контроль <i>дотримання необхідних умов</i> для реалізації результатів плану дій у часі та просторі. Часто функції контролю виконують активісти-фахівці з боку зацікавленої громадськості.
Дев'ятий елемент: «Чи можливий стійкий результат...»	Чи можливий стійкий результат у просторі і часі щодо реалізації плану дій. Які умови є достатніми для стійкого результату плану дій у просторі та часі.	Контроль забезпечення дотримання <i>необхідних та достатніх умов</i> для реалізації результатів плану дій у часі та просторі.

Таким чином, зазначені обґрунтовані узагальнені базові елементи теоретичних та практичних основ управління екологічною безпекою є недохідними та достатніми складовими реалізації системного підходу до аналізу і розробки завдань оцінки та забезпечення плану дій щодо екологічних ситуацій та є перспективними для їх подальшого дослідження та вивчення.

Література

1. Кантор В. Е. , Маховикова Г. А. Менеджмент: учебный курс. – М.; «Эксмо», 2009, – 132 с. – Електронний доступ – <https://marketing.wikireading.ru/1360>
2. Управление – это наука и искусство / А. Файоль, Г. Эмерсон, Ф.Тэйлор, Г. Форд – М. : Республика, – 1992. – 351 с.
3. Методы принятия управленческих решений. – [Електронний ресурс] Режим доступа: <http://www.up-pro.ru/encyclopedia/metody-upravlencheskih-reshenij.html> (дата обращения: 21.08.2021).
4. Методы принятия управленческих решений [Электронный ресурс]: учеб. пособие / Г. А. Демин; Перм. гос. нац. исслед. ун-т. – Пермь, 2019. – 1,58 Мб; 88 с. – Режим доступа: <http://www.psu.ru/files/docs/science/books/uchebnie-posobiya/demin-metody-prinyatiya-upravlencheskikh-reshenij.pdf>.
5. Mamedov N.M. Sustainable development concept: global vision and Russian reality // Ecopoiesis: Eco-Human leory and Practice. — 2021. — Vol.2, №1. – URL: <http://en.ecopoiesis.ru>.

6. Андреев А. Ф. Управление: состояние теории, проблемы, необходимость перемен // Вестник Московского университета имени С. Ю. Витте. Серия 1: Экономика и управление. 2016. №4 (19). URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/upravlenie-sostoyanie-teorii-problemy-neobhodimost-peremen> (дата обращения: 21.08.2021).
7. Тебекин А. В. Методы принятия управленческих решений на основе теории игр как группа методов класса принятия стратегических решений на основе оптимизации показателей эффективности // Стратегии бизнеса. 2018. №10 (54). URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/metody-prinyatiya-upravlencheskih-resheniy-na-osnove-teorii-igr-kak-gruppa-metodov-klassa-prinyatiya-strategicheskikh-resheniy-na-osnove> (дата обращения: 21.08.2021).
8. Тебекин А. В. Классификация методов принятия управленческих решений в менеджменте по областям применения // Вестник Московского университета имени С. Ю. Витте. Серия 1: Экономика и управление. 2016. №4 (19). URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/klassifikatsiya-metodov-prinyatiya-upravlencheskih-resheniy-v-menedzhmente-po-oblastyam-primeneniya> (дата обращения: 21.08.2021).
9. Оцінювання екологічного стану територій, прилеглих до місць зберігання відходів, на основі критерію екологічного резерву / С. О. Вамболь, В. Ю. Колосков, Ю. Ф. Деркач // Науково-технічний журнал «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА». 2017. No 2 – С. 67-72. – [Електронний ресурс] Режим доступу <https://nuczu.edu.ua/sciencearchive/JournalTechnogenicAndEcologicalSafety/Vol-2/Vambol.-Vol-2-2017-67-72.pdf>
10. Луньова О.В. Наукові основи управління екологічною безпекою промислових комплексів вуглевидобувних підприємств/ Екологічні науки: науково-практичний журнал (Index Copernicus). К.: ДЕА, 2020. No 1 (28) С. 50-59. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.8>
11. Аналіз основних методів оцінки екологічного впливу та їх застосування для військових об'єктів Збройних Сил України / [Л.А. Пісня, С.І. Сасько, С.Л. Орехов та Ін.] // Вісник НТУ "ХШ". Колісні та гусеничні машини спеціального призначення. - 2003. - № 27. - С. 88-92.
12. Лисенко О. І. Напрямки вдосконалення природоохоронної діяльності в Збройних Силах України / О. І. Лисенко, С. М. Чумаченко, Ю.І. Ситник. – К.: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2006. – 524 с.
13. Лисенко О.І. Експертно-аналітичне оцінювання в задачах екологічної безпеки. Міфи та реальність / О.І. Лисенко, Є.О. Яковлев, С.М. Чумаченко, Л.А. Пісня // - Збірник праць Національного НДЦ ОТ і ВБ України, "Воєнно-екологічна думка". Тематичний випуск № 2, 2007. – с. 18-26.

14. Петрухін С.Ю. Місце екологічного портрету території в інформаційному забезпеченні систем екологічного моніторингу / Т.В. Козуля, С.Ю. Петрухін // Вестник Херсонского национального технического университета. - 2007. - № 4 (27). - С. 230-233.
15. Петрухін С.Ю. Пісня Л.А. Результати експертно-аналітичного оцінювання впливу типового військового об'єкту на стан навколишнього природного середовища / С.Ю. Петрухін, Л.А. Пісня // Вісник НТУ «ХШ». Серія «Нові рішення в сучасних технологіях».- 2013.-№ 16(989).-С. 156-159

Рашкевич Н. В., наук. співр.

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків

Цитлішвілі К. О., наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ДОСЛІДЖЕННЯ ДИНАМІКИ ПОВЕРХНЕВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Зростаючі темпи розвитку промисловості зумовлюють не лише збільшення об'ємів використання води, а й її забруднення. Перевищення значень граничнодопустимих концентрацій (ГДК) забруднювальних речовин становить екологічну небезпеку, актуальними стають питання забезпечення цивільного захисту – попередження надзвичайних ситуацій унаслідок наявності у воді шкідливих (забруднювальних) речовин понад ГДК.

Зона поверхневого забруднення водного середовища антропогенними рідинами, в тому числі побутовими, виробничими та технологічними стічними водами, проходить три стадії формування [1, 2]. Радіус зони розпливання легкої рідкої фракції по поверхні водного середовища визначається:

– першою стадією (гравітаційно-інерційною), коли визначальну роль відіграють сили тяжіння і інерції, r_1 (м) описується рівнянням (1):

$$r_1 = C_1 \cdot (g \cdot V \cdot t^2 \cdot \delta)^{1/4}, \quad (1)$$

– другою стадією (поверхневого натягу і в'язкості), коли визначальну роль відіграють сили поверхневого натягу та в'язкості, r_2 (м) описується рівнянням (2):

$$r_2 = C_2 \cdot \left(\frac{\sigma^2 \cdot t^3}{\rho^2 \cdot \nu} \right)^{1/4}, \quad (2)$$

– третьою стадією (гравітаційно-в'язкою), коли визначальну роль відіграють сили тяжіння та в'язкості, r_3 (м) описується рівнянням (2):

$$r_3 = C_3 \frac{g^{1/6} V^{1/3} \delta \cdot t^{1/4}}{\sigma^{1/12}}, \quad (3)$$

де C_1, C_2, C_3 – безрозмірні коефіцієнти, які залежать від динамічного опору води; g – прискорення вільного падіння, м/с²; ν – коефіцієнт кінематичної в'язкості води (м²/с); t – час від початку розтікання (с); V – об'єм рідкої фракції (м³); $\delta = (\rho_w - \rho) / \rho_w$ (де ρ_w – щільність води (кг/м³); ρ – щільність легкої рідкої фракції антропогенного забруднювача (кг/м³); σ – коефіцієнтом поверхневого натягу плівки (Н/м).

У ході досліджень проведені розрахунки часової залежності радіусів зон розпливання легкої рідкої фракції забруднювача з щільністю $\rho \approx 800$ кг/м³, об'ємом $V = 1$ м³, $V = 3$ м³ та $V = 30$ м³, коефіцієнтом кінематичної в'язкості $\nu = 10^{-6}$ м²/с та коефіцієнтом поверхневого натягу плівки $\sigma = 0,04$ Н/м (таблиця 1).

За відсутності зовнішніх сил стадія поверхневого натягу і в'язкості характеризується більшим радіусом поширення небезпечних речовин по поверхні водойм. Зі збільшенням об'єму забруднювача – набирає значення гравітаційно-інерційна стадія. Розпливанню перешкоджає сила поверхневого натягу, яка найсильніше проявляється при відносно невеликих об'ємах розливу, і сила тертя.

Таблиця 1 – Часова залежність радіусів зон розпливання легкої рідкої фракції антропогенного забруднювача по поверхні водного середовища

$t, \text{с}$		10^3	$3 \cdot 10^3$	10^4	$3 \cdot 10^4$	10^5	$3 \cdot 10^5$	10^6
$V = 1 \text{ м}^3$	$r_1, \text{м}$	37,6	65,2	119	206	376	652	1190
	$r_2, \text{м}$	90,7	206,7	510	1163	2868	65,37	16128
	$r_3, \text{м}$	7,8	10,3	13,9	18,2	24,6	32,4	43,8
$V = 3 \text{ м}^3$	$r_1, \text{м}$	49,5	85,7	157	271	495	858	15,65
	$r_2, \text{м}$	90,7	206,7	510	1163	2868	65,37	16128
	$r_3, \text{м}$	11,2	14,8	20,0	26,2	35,4	46,7	63,1
$V = 30 \text{ м}^3$	$r_1, \text{м}$	87,8	152	278	481	878	1523	2783
	$r_2, \text{м}$	90,7	206,7	510	1163	2868	65,37	16128
	$r_3, \text{м}$	24,3	32,0	43,2	56,6	76,5	100,8	136,2

Розглянемо єдиноразовий викид об'ємом V (м^3). Через те, що щільність рідкої фракції забруднювача ρ менше щільності води ρ_w частина об'єму рідини ΔV висотою Δh спочатку підноситься над водою. При рівності сили тяжіння рідини виштовхувальній силі Архімеда слідує, що

$$\Delta V = V \left(1 - \frac{\rho}{\rho_w} \right) = \delta V. \quad (4)$$

При цьому центр ваги об'єму рідкої легкої фракції забруднювача знаходиться на глибині $h_1 = h/2 - \Delta h$, де $h = V/S$, тоді $\Delta h = \Delta V/S = \delta V/S$, де S – нижня частина об'єму. Сила Архімеда надає об'єму легкої фракції потенційну енергію:

$$E = \rho V g \left(\frac{h}{2} - \Delta h \right) = \frac{\rho V^2 g}{S} \left(\frac{1}{2} - \delta \right). \quad (6)$$

При $S = V^{2/3}$, де $\delta_1 = 1/2 - \delta = 0,3$, маємо:

$$E = \rho V^{4/3} g \delta_1, \quad (7)$$

Сила тертя F (Н/м^2), що уповільнює рух, описується рівнянням (8):

$$F = \eta S \frac{dv}{dh}, \quad (8)$$

де $\eta = \rho v$ – коефіцієнт динамічної в'язкості, $S = \pi r^2$ – площа плями легкої фракції антропогенного забруднювача радіусом r , v – горизонтальна швидкість розтікання, h – вертикальна координата. Врахуємо, що $\frac{dv}{dh} = \frac{dv}{dr} \frac{dr}{dh}$, тоді для циліндричного об'єму

$$V = \pi r^2 h = \text{const} \text{ отримаємо, що } \frac{dr}{dh} = -\frac{r}{2h} = -\frac{\pi r^3}{2V}.$$

Робота сили тертя описується виразом (9):

$$A = \int_0^{r_m} F(r) dr = \frac{\pi}{2} \eta b r_m^2, \quad (9)$$

де r_m – максимальний радіус зони розпливання легкої фракції антропогенного забруднювача, що обмежується силою тертя.

Прирівнюючи вираз (7) співвідношенню (9) отримаємо:

$$S_m = \pi r_m^2 = \frac{2E}{\eta b} = \frac{256}{243\pi} \frac{g^{1/3} \delta_1}{v^{2/3} \delta^4} V,$$

$$r_m = \sqrt{\frac{2E}{\pi \eta b}} = \frac{8}{9\eta \delta^2} \sqrt{\frac{g^{1/3} \delta_1}{3v^{2/3}}} V. \quad (10)$$

Мінімальна товщина рідинної плівки при цьому

$$h_{\min} = \frac{243\pi}{256} \frac{v^{2/3} \delta^4}{g^{1/3} \delta_1}. \quad (11)$$

Розглянуті вище співвідношення справедливі лише за відсутності зовнішніх сил, викликаних вітром, течіями, поверхневими хвилями і турбулентної дифузії.

Результати моніторингу водного середовища є основою для прийняття управлінських рішень з їх очищення та відновлення. Система моніторингу вирішує задачі з реєстрації наявності антропогенних домішок, вимірювання їх концентрації, ідентифікації, визначення меж та обчислення параметрів поширення [3].

Сьогодні традиційна система моніторингу компонентів навколишнього середовища представляє собою ручний відбір проб [4], вимірювання складових параметрів забруднювачів, відповідний збір та подальшу обробку даних. Але при цьому відсутня безперервність та оперативність в отриманні результатів, що важливо в умовах надзвичайних ситуацій.

Дистанційні засоби, а саме лідари, забезпечують високу точність, достовірність, безперервність та оперативність в отриманні результатів спостереження [5,6]. Лідари, на основі використання сигналів комбінаційного розсіювання води, які надходять від лазерного променя у водній товщі під плівкою небезпечної зони, дають можливість

визначати не тільки вид забруднювача, але й масштаби забруднення – товщину плівки забруднювача.

Практичне значення роботи полягає в формуванні інформаційної бази опису масштабів поверхневого забруднення водного середовища для підтримки прийняття управлінських рішень в системі забезпечення навколишнього середовища та людини окремо. Подальші дослідження спрямовані на оцінку поверхневих забруднень за допомогою дистанційних засобів моніторингу – лідарів, та порівняння розрахункових результатів моделювання з практичними.

Література

1. Трухин В. И. Общая и экологическая геофизика / В. И. Трухин, К. В. Показеев, В. Е. Куницын. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2011, – 576 с.
2. Тютюник В.В. Системний підхід до оцінки небезпеки життєдіяльності при територіально часовому розподілі енергії джерел надзвичайних ситуацій / В.В. Тютюник, Л.Ф. Черногор, В.Д. Калугін // Проблеми надзвичайних ситуацій. –Харків: Національний університет цивільного захисту України, 2011. – Вип. 14. – С. 171-194.
3. Науково-конструкторські основи створення комплексної системи моніторингу надзвичайних ситуацій в Україні: монографія / В.А. Андронов, М.М. Дівізінюк, В.Д. Калугін, В.В. Тютюник. – Харків: Національний університет цивільного захисту України, 2016. – 319 с.
4. ДСТУ ISO 5667-2:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб.
5. Костюченко Ю.В., Ющенко М.В., Білоус Ю.Г. Моделювання базових тенденцій формування та розвитку надзвичайних ситуацій гідрологічного характеру. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / за ред. В.І. Лялько та М.І. Попова. Київ: Наукова думка, 2006. С. 120-143.
6. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. Моделювання режиму роботи лідара комбінаційного розсіяння випромінювання. Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. 2008. № 2 (16). С. 161–167.

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Воронов Г. К., канд. техн. наук;

Каліновська А. В., магістрант;

Свищов Д. О., магістрант

*Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова,
м. Харків*

РАДІОПОГЛИНАЮЧІ СКЛОКЕРАМІЧНІ МАТЕРІАЛИ ДЛЯ ЗАХИСТУ ВІД ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

Вступ

З розвитком науки та техніки поряд з природним геомагнітним фоном посилюється техногенний вплив на навколишнє середовище. Потужні лінії електропередачі високої і надвисокої напруги, численні радіо-і телестанції, космічні станції супутникового зв'язку викликають електромагнітне забруднення навколишнього середовища.

За останні 50-60 років сформувався фактор довкілля – електромагнітний смог або електромагнітні поля (ЕМП) антропогенного походження [1]. ЕМП антропогенного походження – це радіо- та телестанції, мобільні телефони, радіолокаційні установки, фізіотерапевтичні апарати, електроплити, електронагрівачі, холодильники, телевізори, тощо. Випромінюване ними поле різниться в залежності від конкретних моделей – чим вище потужність приладу, тим більше магнітне поле, що створюється ним. Діапазон частот електромагнітних коливань, які використовуються в різних сферах – від десятків герц (промислова частота) до 10^{14} Гц, джерела випромінювання в такому широкому спектрі характеризуються середніми потужностями – від 10^6 до 10^{-2} Вт. У зв'язку з цим - важливою еколого-соціальною проблемою є зниження негативного впливу ЕМВ на навколишнє середовище шляхом розробки ефективних методів захисту.

Аналітичний огляд

Одним із ефективних інженерно-технічних методів захисту є створення багат шарових і композитних середовищ, які, в залежності від складових їх матеріалів і зовнішніх умов, можуть як відображати і пропускати електромагнітне випромінювання (ЕМВ), так і поглинати його. Здатність таких середовищ до відбиття і поглинання електромагнітних хвиль (ЕМХ) може бути використана для створення екрануючих і поглинаючих матеріалів, зокрема радіопоглинаючих матеріалів (РПМ). Здатність до

поглинання або пропускання електромагнітної енергії, в свою чергу, може бути використана для нагріву середовищ, що поглинають ЕМВ і знаходяться за іншими шарами, які пропускають ЕМВ. У процесі поглинання середовище може нагріватися в результаті перетворення електромагнітної енергії в теплову. РПМ призначені для зменшення електромагнітного поля всередині екрануючих об'єктів до заданого значення, а також для зменшення інтенсивності відбитого НВЧ-сигналу.

Для більш ефективного поглинання НВЧ-випромінювання переважно використовувати матеріали з високими значеннями уявних частин діелектричної та магнітної проникності. При створенні слабо відбиваючих поглиначів можуть також знадобитися матеріали з малими значеннями діелектричної та магнітної проникності для узгодження імпедансу вільного простору і зовнішнього шару поглинача. Створення сучасних РПМ із заданими характеристиками, зокрема з малим коефіцієнтом відбиття, можливо тільки при використанні композитних матеріалів.

Широкосмугові РПМ можна створювати на основі багат шарових покриттів з різних матеріалів. За принципом дії вони, як правило, поділяються на кілька груп:

- Інтерференційні – використовують інтерференцію падаючих відбитих хвиль;
- розсіюючі, в яких відбита хвиля розсіюється у всіх напрямках;
- поглинаючі, в яких енергія падаючої хвилі перетворюється в теплову, за рахунок дії електричних і магнітних втрат матеріалу;
- комбіновані, що поєднують різні принципи дії у водному поглиначі

Найбільш широкосмуговими є поглиначі матеріали з комбінованим принципом дії. Широкий діапазон робочих частот мають поглиначі з композитів з електропровідними волокнами. На основі композиційних електропровідних волокон в суміші з феритами розроблені одношарові радіопоглинаючі покриття. Багат шарові поглиначі з використанням феритів або феромагнітних матеріалів мають дуже широку смугу поглинання при досить малому коефіцієнті відображення. Наприклад, тришаровий поглинач забезпечує $K < -10$ дБ в діапазоні частот 5-40 ГГц при товщині 2 мм. Даний матеріал виконаний на основі волокон, наповнених карбонільним залізом. Його широкосмуговість забезпечується плавною зміною комплексних діелектричної та магнітної проникності за товщиною поглинача. Якщо збільшувати число шарів при відповідному розширенні діапазону, то за своїми властивостями багат шарові поглиначі будуть близькі до поглиначів градієнтного типу, в яких використовується поступова зміна від високого опору і низької провідності вільного простору на зовнішній поверхні поглинача до більш низькому опору і більш високої провідності на його

тильному боці. Дані поглиначі можуть володіти більш широкою смугою при малій величині коефіцієнта відбиття, однак вони є найскладнішими у виготовленні. До числа таких матеріалів відносяться керамічні поглиначі СВЧ-енергії на основі нітриду алюмінію і карбиду кремнію [2], які є вартісними.

Одним з елементів сучасної технології РПМ на основі кераміки є реалізація принципів прогнозованої мікроструктури. Так, розроблено матеріали на основі оксидних систем $\text{MgO-TiO}_2\text{-La}_2\text{O}_3$, $\text{SrO-TiO}_2\text{-MgO-ZnO}$, $\text{BaO-TiO}_2\text{-MnO}_2$ з наявністю двох і більше кристалічних фаз. Кристалічні фази з низькими діелектричними втратами, складають основу матеріалу, – матрицю (MgTiO_3), а сполуки з високими діелектричними втратами входять у вигляді кристалітів SrTiO_3 . В якості модифікаторів використовувалися оксиди рідкоземельних елементів церію і лантану. При створенні елементів, що поглинають радіохвилі високочастотного і надвисокочастотного (НВЧ) діапазонів високі значення дійсної частини ϵ і $\text{tg}\delta$ можуть бути досягнуті тим, що в РПМ на основі SrTiO_3 при заміщенні в твердому розчині стронцію на вісмут, а титану на хром, манган або залізо досягається більше значення як ϵ , так і $\text{tg}\delta$ як при кімнатній так і при підвищеній температурі [3]. Тверді розчини $(1-x) \text{BaNb}_2\text{O}_6\text{-SrNb}_2\text{O}_6$ ($x=0,00\div 0,1$; $\Delta x=0,1$) [4].

Для радіопоглинаючих виробів можуть бути використані різноманітні склади на основі силікатів, алюмосилікатів, алюмоборосилікатів з вмістом лужних і лужноземельних оксидів, які характеризуються зниженими температурами синтезу і є більш технологічними. Визначальним фактором їх ефективного використання є їх здатність поглинати електромагнітне випромінювання та високі термомеханічні властивості. В тривалий час серійному виробництві успішно використовуються фазовані антенні решітки в радіолокаційних станціях на основі керамічного матеріалу марки МТС-25 та склокерамічних матеріалів марок СТ-38-1 і СТ-32-1 ТОВ «ЦКБ РМ», які експлуатуються в НВЧ-діапазоні та успішно використовується в серійному виробництві фазованих антенних решіток (ФАР), які застосовуються в радіолокаційних станціях (РЛС) [5].

За останній час зріс інтерес до використання склокристалічних матеріалів при створенні радіопрозорих та радіопоглинаючих виробів. Відома радіопоглинаюча піносклокераміка РПК-1 (ТОВ КЕРАПЕН) на основі природної сировини перліту, борату кальцію і коксу характеризується низьким рівнем відбиття електромагнітного випромінювання від плоскої поверхні [6]. Однак для відомих пористих радіопоглинаючих скломатеріалів знижені механічні властивості за рахунок значного

вмісту скло фази та пористості матеріалу перешкоджає їх використанню при значних динамічних навантаженнях.

Ефективним рішенням при розробці радіопоглинаючих склокристалічних матеріалів є використання як онови стекол системи $\text{SrO-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2\text{-B}_2\text{O}_3$ [7]. Введення вуглецевих нанотрубок та графену у високоміцну стронційанортитову склокераміку дозволяє суттєво знизити електроопір скло матриці на 10 та 3 порядки відповідно та значно підвищити їх тріщиностійкість. Однак поряд з низькими значеннями діелектричних характеристик та порівняно високими термомеханічними властивостями стронцієвого анортиту (температурний коефіцієнт лінійного розширення $\alpha \cdot 10^7 = 26 \div 48 \text{ град}^{-1}$, модуль пружності $E=100 \text{ ГПа}$, міцність на вигин $\sigma_{\text{вигин}} = 100 \div 120 \text{ МПа}$), він має достатньо високу температуру плавлення 1710°C , що призводить до підвищення температури спікання склокераміки до 1200°C , а введення вуглецевих нанотрубок та графену – ускладнює та здорожує технологічний процес.

Тривалий час склокераміка на основі систем $\text{MgO-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$ (M-A-S) (9606, Корнінг, США) та $\text{Li}_2\text{O-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$ (L-A-S) (9608, Корнінг; OTM-357-У, РФ), яка характеризується низьким рівнем відбиття радіохвиль, низьким коефіцієнтом термічного розширення, температурною стабільністю в інтервалі робочих температур, низькими діелектричними втратами та високими механічними властивостями успішно використовується як захисні радіопрозорі елементи транспортних засобів [8]. Однак, відомі захисні склокристалічні матеріали також характеризуються достатньо високою температурою варки ($1450 \div 1650^\circ\text{C}$) та термічної обробки ($1200 \div 1250^\circ\text{C}$), що значно підвищує їх вартість.

Тому створення високоміцних радіопоглинаючих склокристалічних матеріалів на основі систем L-A-S для локального захисту з одночасним поєднанням високих термомеханічних та електричних характеристик потребує подальших досліджень, що і визначає актуальність даної роботи.

Експериментальна частина

Для розробки складів композиційних високоміцних захисних матеріалів як основа обрані раніше синтезовані та досліджені авторами роботи літій алюмосилікатні склокристалічні матеріали на основі кристалів дисилікату літію та сподумену [9]. Склокристалічні матеріали були отримані в умовах двостадійної низькотемпературної термічної обробки та сформовані за керамічною технологією методом шлікерного лиття. Розроблені склокристалічні матеріали характеризуються високими значеннями твердості за Віккерсом H ($8,82 \div 8,90 \text{ МПа}$) та показниками тріщиностійкості K_{1C}

($3,15 \div 3,40 \text{ МПа} \cdot \text{м}^{1/2}$), що є важливим фактором при поглинанні енергії удару кулі без утворення тріщин і руйнування.

Як наповнювач був обраний високоміцний напівпровідниковий матеріал $\alpha\text{-SiC}$, який вводили у кількості 10, 20 та 30 мас. % на 100 мас. % вихідного матеріалу. Відомо, що $\alpha\text{-SiC}$ використовуються при створенні поглинаючих електромагнітне випромінювання конструкцій та характеризуються певним розподіленням провідності σ , електричної ϵ і магнітної μ проникності та низьким коефіцієнтом відбиття. Раніше авторами роботи було доведено, що введення до складу розроблених матеріалів $\alpha\text{-SiC}$ у кількості 10 мас. % на 100 мас. % приводить до блокування тріщин та підвищення твердості за рахунок структурної перебудови матеріалу [13].

Композиційні тришарові матеріали градієнтного типу були отримані на основі склокристалічних матеріалів сподумену або дисилікату літію (перший шар); склокристалічних матеріалів сподумену або дисилікату літію та наповнювачу карбїду кремнію марки 54 С у кількості 10, 20 та 30 мас. ч на 100 мас. ч скла (другий шар). Для досягнення високої провідності на поверхні склокристалічних матеріалів (третій шар) був сформований тонкий шар графіту, який було нанесено аерозольним методом, що в цілому значно підвищить коефіцієнт поглинання матеріалів.

Формування тришарового композиту, який характеризується наявністю першого шару: склокристалічний матеріал на основі сподумену або дисилікату літію, другого шару – склокристалічний матеріал на основі сподумену або дисилікату літію + 20÷30 мас. % $\alpha\text{-SiC}$, третій шар – лускатого графіту дозволило забезпечити $\text{tg}\delta$ до 0,03 та ϵ до 6,0÷7,0 та, підвищити їх здатність до радіо поглинання за рахунок збільшення діелектричної проникності від першого до третього шару вглиб зразку.

Забезпечення високих показників ударної в'язкості ($\text{KCU} = 6,2 \text{ кДж/м}^2$) та в'язкості руйнування ($\text{K}_{\text{IC}} = 4,2 \text{ МПа} \cdot \text{м}^{1/2}$) для розроблених композиційних матеріалів за рахунок формування ситалізованої структури з вмістом високоміцних кристалічних фаз сподумену та дисилікату літію 90 %, у тому числі, за рахунок вмісту у складі другого шару 30 мас. % дозволить забезпечити їх експлуатаційну живучість.

Висновки

Отримані високоміцні алюмосилікатні склокомпозиційні матеріали можуть бути використані для одержання радіопоглинаючих елементів для локального захисту обладнання та інженерних об'єктів військового та цивільного призначення в НВЧ – діапазоні. Результати роботи можуть бути в подальшому використані для розробки

матеріалів широкосмугових радіопоглиначів у вигляді радіопоглинаючих конструкцій з високим рівнем захищеності від НВЧ-випромінювання.

Література

1. Влияние электромагнитных волн на окружающую среду и организм человека / Санникова К.А., Ильиных Н.И. // Труды северо-кавказского филиала московского технического университета связи и информатики, 2016. – №1. – С.213–216
2. Разработка широкополосного радиопоглощающего материала на основе карбида кремния и нитрида алюминия / Непочатов Ю., Бандин А, Манина И. // Современная электроника, 2019. – № 2. – С.75–79.
3. Сегнетоэлектрические материалы с нелинейными сегнетоэлектрическими свойствами в системе $BaOSrOTiO_2$ / Е.В. Христинич, Г.Н. Шабанова, С.М. Логвинков // Огнеупоры и техническая керамика, 2018. – № 7–8 С. 35–40
4. BSN-ceramics-advanced radar- absorbing materials / Abibakarov A.G., Verbenkol. A., Reznichenko L.A., Noykin Y.M.// Radiation and Scattering of Electromagnetic Waves RSEMW, 2017. –P 159–160.
5. Корякова З.В. Керамические материалы в СВЧ-технике /Корякова З.В. // Компоненты и технологии, 2011. – № 5. – С.
6. Барийсодержащие тугоплавкие материалы специального назначения: монографія/ Г.М. Шабанова, С.М. Логвинков, А.Н. Корогодская др – Харьков: НТУ «ХПИ», 2018. – 291 с.
7. Yun Mo Sung. Phase formation kinetics $SrO-Al_2O_3-SiO_2-B_2O_3$ inglass // Journal of materials science, 2002. – Vol. 37. – P. 699–703.
8. Суздальцев Е.И. Керамические радиопрозрачные материалы: вчера, сегодня, завтра / Суздальцев Е.И. // Новые огнеупоры, 2014. – № 10. – С. 5–18.
9. Development of impact-resistant glass-ceramic materials for radio-transparent armor elements/ Savvova O.V., Lyahovskiy A.F., Blinova N.K.// Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii 2019. – № 3. –С. 151–157.

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Покроєва Я. О., аспірант;

Молчанова К. І, магістрант

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, м. Харків

РОЗРОБКА ЗАХОДІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ МІСЦЬ ГРОМАДСЬКОГО КОРИСТУВАННЯ В УМОВАХ ПОШИРЕННЯ ПАНДЕМІЇ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ КЕРАМІЧНИХ ПЛИТОК

Вступ

З врахуванням поширення епідемій різної етіології антибактеріального захисту потребують місця громадського користування – лікарні (операційні та реанімаційні блоки, пологові та інфекційні відділення, медичні та фармацевтичні лабораторії), громадські їдальні (харчоблоки), метро (личкування стін та підлоги керамічною плиткою) тощо. Тому важливим напрямком розвитку методів боротьби з патогенними бактеріями і вірусами є створення ефективних засобів їх пригнічення, які дозволять забезпечити довготривалий антибактеріальний захист.

На сьогоднішній день велика увага приділяється створенню і використанню в різних галузях промисловості і побуту антибактеріальних матеріалів: пластмас, спеціальних стекол, а також композиційних, металічних, полімерних, склокерамічних і склоемалевих покриттів. У зв'язку з відсутністю даних про можливість експлуатації керамічних виробів у зонах високого ризику зараження патогенними мікроорганізмами необхідною є розробка ресурсних бактерицидних склокомпозиційних покриттів по кераміці з пролонгованою дією з використанням недорогих та екологічно безпечних біоцидів у їх складі.

Метою роботи є розробка пропозицій, щодо знезараження об'єктів життєдіяльності людини із застосуванням керамічних покриттів в умовах поширення пандемії.

Аналітичний огляд

На сьогодні відомі фізичні та хімічні методи (табл.1), які тривалий час використовуються для знезараження мають знану ефективність, однак є неекологічними та мають визначений термін реалізації технологічного процесу знезараження.

Головним засобом боротьби із біоураженнями є обробка керамічних матеріалів та покриттів біоцидвмісними препаратами [1]. Огляд науково-технічної літератури та патентні дослідження показали, що найбільш ефективними є полімерні антимікробні препарати, а саме сполуки, що містять у своїй структурі вільний азот. Підвищення фунгіцидної стійкості будівельних матеріалів може бути реалізовано шляхом їх просочення на основі газосилікату, або обробки поверхні з біоцидними добавками, які містять гуанідин («Тефлекс») [2]. Хоча гуанідін є нетоксичними для людини і характеризується практичною відсутністю корозійної активності стосовно більшості матеріалів його використання обмежується необхідністю повторної обробки використання та налипанням поверхні, яка ним обробляється.

Одним із способів забезпечення бактерицидних властивостей матеріалів є введення до їх складу активних денатуруючі агентів – солей важких металів. Механізм інгібуючої дії іонів важких металів залежить від їх концентрації і полягає у пригніченні активності ферментів за рахунок блокування сульфгідрильних груп, порушенні структури та функціонування біомембран та клітинних стінок, за рахунок створення електричного поля та утворення альбумінатів на поверхні клітини, а також з'єднання із ДНК клітин шляхом каталітичного окиснення.

Таблиця 1 – Фактори, що викликають денатурацію протеїнів

Денатуруючі агенти	Особливості дії реагенту
Фізичні агенти	
<ul style="list-style-type: none"> - висока температура, - заморожування, - тиск, - ультразвукова дія, - опромінення 	Руйнування слабких зв'язків у білку
Хімічні агенти	
Кислоти і луги	Зміна іонізації іоногенних груп, розрив іонних і водневих зв'язків
Сечовина, гуанідингідрохлорид	Руйнування внутрішньомолекулярних водневих зв'язків у результаті утворення водневих зв'язків з сечовиною
Органічні розчинники - спирт, фенол, хлорамін, ацетон, хлороформ	Руйнування гідрофобних та водневих зв'язків
Солі важких металів	Утворення нерозчинних солей білків і іонів важких металів

Підвищення біологічної стійкості фасадних матеріалів може бути реалізовано шляхом видалення вологи з поверхні за рахунок регулювання її властивостей (змочування, шорсткості) при підвищенні ступеня спікання маси [3]. Ефективність

методу забезпечується зниженням інтенсивності прикріплення міцеліальних грибів в порах керамічних матеріалів. Однак іммобілізація патогенних мікроорганізмів до поверхні скломатеріалів з низькою змочувальною здатністю та рівнем шорсткості мікроорганізмів до поверхні скломатеріалів здійснюється шляхом ковалентного зв'язування ферменту з матеріалом. Так, найбільш характерною ознакою *E.coli* є її здатність ферментувати лактозу.

Компанією *Bioscera* (США) розроблено антибактеріальні керамічні порошки на основі фосфатів кальцію, глинозему та кварцу з іонами аргентуму [4]. Продукт має свідоцтво безпеки FDA, як нетоксичний матеріал, характеризується високим антибактеріальним ефектом (99 %) та довготривалістю, оскільки стабілізований при високій температурі.

В таблиці 2 наведено характеристику антибактеріальних матеріалів: неорганічної (*Bioscera A Series*) та органічної (*Bioscera MB*) природи. Застосування та характеристики різних видів продукту *Bioscera A* та антибактеріальний ефект чистого матеріалу у порівнянні з продуктом *Bioscera A* наведено в табл. 3 та 4.

Таблиця 2 – Характеристики антибактеріальних матеріалів

Тип	Bioscera A Series	Bioscera MB Антибактеріальний Master Batch
Властивості	Антибактеріальність, усунення запахів, протигрибковий ефект	Антибактеріальність, стабільність проти ІЧ-променів, тепловий опір пластмасових продуктів
Компоненти	CaO, MgO, P ₂ O ₅ , Al ₂ O ₃ , SiO ₂ , ZnO та Ag ⁺ .	Пластики PP, PE, ABS, GPPS, PVC etc.
Форма випуску	Біла пудра з розміром часток 3×4 нм	Піддони

Таблиця 3 – Характеристика керамічних порошків серії *Bioscera A*

Назва продукту	Тип	Властивості	Використання	Кількість порошку, мас.ч на 100 г матеріалу
Bioscera AC	Порошок	Біоцидний ефект	Текстиль, гума, різні види пластику	1 – 3
Bioscera AV	Порошок	Антибактеріальний ефект, усунення запаху	Конструкційні матеріали	2 – 4
Bioscera AO	Рідина	Біоцидний ефект	Латекс, текстиль	0,5 – 1

Таблиця 4 – Антибактеріальний ефект контрольного матеріалу та Biocera A

Вид бактерії	Вид матеріалу	Кількість бактерій до контакту з матеріалом	Кількість бактерій після контакту з матеріалом
Escherichia coli O-157	Контрольний матеріал	$2,5 \times 10^5$	$1,2 \times 10^6$
	Biocera A	$2,5 \times 10^5$	< 1
Staphylococcus aureus	Контрольний матеріал	$1,2 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$
	Biocera A	$1,2 \times 10^6$	< 1
Pseudomonas aeruginosa	Контрольний матеріал	$1,0 \times 10^6$	$1,2 \times 10^7$
	Biocera A	$1,0 \times 10^6$	< 1
Salmonella arizonae	Контрольний матеріал	$1,5 \times 10^6$	$6,8 \times 10^5$
	Biocera A	$1,5 \times 10^6$	< 1

Бактерицидні склопокриття для керамічних плиток здатні забезпечувати надійний довгостроковий антибактеріальний захист, попереджати розвиток інфекційних захворювань, що в цілому сприятиме підвищенню ступеня санітарного обслуговування населення, а також значно знизити кошти необхідні для стерилізації та дезінфекції об'єктів життєдіяльності людини.

Авторами [5] проведено детальний аналітичний огляд, щодо розробок антибактеріальних полив для керамічної плитки Так, німецька компанія *Zahna Fliesen GmbH* [5] пропонує високоякісні та естетичні керамічні плитки *Silverzanit®*, які оброблені антибактеріальною поливою. Антибактеріальна кераміка *Silverzanit®* активно запобігає забрудненню бактерій плиткою та знижує ризик мікробного забруднення для всього навколишнього середовища. Антибактеріальна кераміка *Silverzanit®* запобігає розвитку чотирьох найважливіших штамів мікроорганізмів *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Candida albicans* та *Pseudomonas aeruginosa* із гарантованою надійністю 99,9 %. Японською компанією *Sumitomo Osaka Cement Co., Ltd.* розроблено антибактеріальні добавки, які здатна надавати антибактеріальні властивості цементам та гончарним виробам, таким як сантехніка та плитка. Розроблена добавка AM15 складається з неорганічної композиції, яка також включає сполуку аргентуму.

Одним з інноваційних підходів одночасного поліпшення механічних властивостей та корозійної стійкості кераміки є додавання наноматеріалів до поливи. Анатаз нанорозміру надає високі антибактеріальні властивості порівняно з розміром мікронів

через вищу реакційну здатність. Досліджено вплив нанорозмірних композицій Ag / ZnO на твердість, білизну та структуру поливи. Результати показали, що наноккомпозит Ag / ZnO суттєво підвищує експлуатаційні властивості поливи та визначає їх бактерицидну дію.

Втім дослідження впливу арґентуму на живі організми неоднозначно вказують на наявність для нього кумулятивного ефекту, який полягає в ускладненому виведенні цього елемента з організму навіть при невеликих концентраціях. Крім цього, арґентум виявляє вибірккову активність по відношенню до збудників різних хвороб. Використання анатазу як бактерицидного агента є ефективним лише при забезпечення фото каталізу. Встановлено, що надання бактерицидних властивостей скломатеріалам та покриття з одночасним захистом їх від біокорозії ефективним є комбіноване застосування активних наповнювачів у їх структур біоцидних агентів, у тому числі оксидів цинку та стануму.

Проведений аналіз зарубіжних літературних та патентних даних показав, що найбільш відомим способом досягнення антибактеріального ефекту скломатеріалів є використання властивостей іонів арґентуму. Втім дослідження його впливу на живі організми неоднозначно вказують на наявність для арґентуму кумулятивного ефекту, який полягає в ускладненому виведенні цього елемента з організму навіть при невеликих концентраціях. Крім цього, арґентум виявляє вибірккову активність по відношенню до збудників різних хвороб. У зв'язку з цим, необхідним є пошук альтернативних антимікробних агентів, які характеризуються високою бактерицидною та фунгіцидною активністю по відношенню до широкого спектру патогенних мікроорганізмів, та не мають побічної негативної дії на живі організми.

Експериментальна частина

При виборі антимікробних агентів важливо враховувати наступні вимоги:

- висока активність відносно шкідливих біофакторів – біоцидність або біостатичність порошку;
- безпека у використанні;
- гігієнічні вимоги: відсутністю негативного впливу на навколишнє середовище (препарати повинні бути малотоксичними для тварин і людини, не накопичуватися в навколишньому середовищі, не бути алергенами тощо);
- доступність і невисока вартість;
- інертність (відсутність впливу на фізико-хімічні, фізико-механічні та інші властивості матеріалів).

До біоцидних порошоків виявляють також ряд технологічних вимог, які пов'язані з особливостями матеріалу, в нашому випадку глазурей:

- дисперсність порошку від 100 нм до 100 мкм;
- вміст наповнювача від 1 до 5 мас. % на 100 мас. % фрити;
- колір порошку в залежності від заглишеності та забарвлення глазури.

Методи оцінки бактерицидної дії повинні бути адаптовані відповідно до умов експлуатації склопокриттів згідно з діючими санітарними нормами. Враховуючи, що керамічні плити знаходять використання в приміщеннях санітарно-побутового обслуговування освітніх, медичних закладів, необхідним є встановлення КУО культури *E. Coli* в водяному середовищі, у змивах з поверхонь та повітрі. При встановленні припустимих значень КУО/г мікроорганізмів необхідно враховувати склад кишкової мікрофлори людини.

Для моделювання інфекційного зараження склопокриттів рекомендовано використання якісного дифузійного методу для мігруючих сполук та кількісні методи (аерозольний та лічильний) для ковалентно зафіксованих біоцидних препаратів з показником КУО мікроорганізмів відповідно $10^3 \div 10^7$ кл/мл, у тому числі, при перевищенні епідемічного порогу

Для оцінки антибактеріальної дії склопокриттів на першому етапі ефективним є використання якісного методу дослідження біоцидних властивостей за МУ 2.1.674-97, який застосовується, зокрема, для будівельних матеріалів. Визначення біоцидних властивостей дифузійним методом, є показовим і може бути застосований для первинної оцінки антибактеріальних властивостей матеріалу. Але, оскільки даний метод використовується для мігруючих сполук, він не відображає повної картини досліджень. Тому необхідним є також вивчення антибактеріальних властивостей склопокриттів кількісним методом в рідкому середовищі (аерозольним та лічильним), яке є більш реакційно здатним по відношенню до склопокриттів. Особливо важливим є використання кількісного методу при перевищенні епідеміологічного порогу КУО $>10^3$ кл/мл.

Застосування екологічно безпечних бактерицидних компонентів у складі поливи як спеціально ведених наповнювачів, так і шляхом направленої кристалізації дозволить забезпечити надійний пролонгований захист навколишнього середовища від патогенних мікроорганізмів в умовах техногенного навантаження та епідеміологічної загрози.

Висновки

Визначено необхідність розробки заходів попередження інфікування патогенними мікроорганізмами та вірусами в умовах поширення пандемії. Проаналізовано перспективність створення та основні напрямки розробок антибактеріальних керамічних матеріалів. Розроблено методологічні принципи розробки бактерицидних полив для керамічних покриттів та визначено необхідність адаптації стандартів мікробіологічної оцінки ефективності інгібуючої дії бактерицидних склопокриттів по кераміці. Використання результати роботи дозволить посилити заходи, щодо поширення пандемії вірусів в умовах техногенного навантаження в аспекті підвищення соціального захисту населення та екологічної безпеки.

Література

1. Antibacterial composite glass coatings for protecting special-purpose steel panels / Savvova, O.V., Bragina, L.L. // Glass and Ceramics. 2010.(3-4). – P. 123-125.
2. Светлов Д. А. Бицидные препараты на основе производных полигексаметиленгуанидина / Д. А. Светлов // Жизнь и безопасность. – Санкт-Петербург– 2005. №3. С. 46–48.
3. Hyoung-Tag J. Antibacterial Agent URL: <http://www.biocera.co.kr/products/bioceramic-raw-materials/filtration-media-ceramic-ball.html>
4. Silverzanit/ Antibacterial ceramics/ URL: https://www.zahna-fliesen.de/fileadmin/user_upload/5_download/pdf_de/11ZA003_silverzanit_en.pdf
5. Саввова О.В. Розробка методологічного підходу при розробці бактерицидних полив для керамічних плиток / О.В. Саввова, Г.К. Воронов, О.І. Фесенко та ін. // Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура. – 2020. – Т. 1, Вип. 154. – С. 71-76.

Сєрікова О. М., канд. техн. наук

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків

Стрельнікова О. О., д-р техн. наук

Інститут проблем машинобудування ім. А. М. Підгорного НАН України, м. Харків,

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СИСТЕМ ЗБЕРІГАННЯ НАФТИ

Найважливішою на сьогоднішній день залишається проблема забезпечення надійності експлуатації та безаварійності роботи систем зберігання нафти. Однією з основних причин виникнення вибухів і пожеж в нафтосховищах (резервуарах) є заряди статичної електрики, що утворюються в трубопроводі в процесі транспортування нафти. В роботі досліджено властивості композитів та нанокompозитів із невпорядкованими системами вуглецевих волокнистих включень, що можуть використовуватись для нейтралізації статичних електричних зарядів, які виникають в нафтосховищах та можуть призвести до виникнення надзвичайних ситуацій.

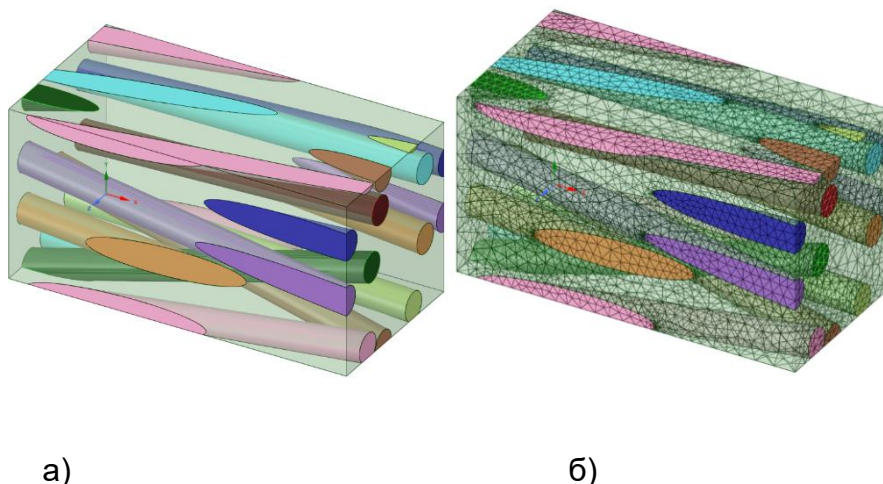


Рисунок 1 – Представницька комірка (а) і скінченно-елементна (б) модель наноматеріалу з волокнистими частково впорядкованими включеннями

Аналогічно дослідженню матриць з циліндричними включеннями, виконаний аналіз нанокompозитів з наповнювачем у вигляді частково впорядкованих повздовжніх вуглецевих волокон[1–4]. Вуглецеві нановолокна розташовані вздовж всієї довжини матриці, мають діаметр 1нм, й максимально допустиме відхилення від головної осі

складає 10 градусів. Проаналізовано об'ємну частку включень від 0,025 до 0,25. Розрахункові моделі нанокомпозиту з об'ємною часткою включень, що дорівнює 0,2, подані на рис. 1.

Результати розрахунків подані в таблиці 1, вивчались волокнисті вуглецеві включення однакового розміру й ортотропними властивостями матеріалу.

Таблиця 1 – Механічні властивості нанокомпозиту з волокнистими включеннями

Об'ємна частка	0.0259	0.0504	0.0764	0.1002	0.1261	0.1510	0.1791	0.2039	0.2294	0.2525
E ₁ , МПа	7815,8	14788	22541	30985	35518	39187	40591	40471	50946	58330
E ₂ , МПа	4205,3	4419,4	4621	4780,1	4934,2	5106,1	5378,5	5568,8	5753,8	6301,5
E ₃ , МПа	4090,2	4397,9	4589	4791,8	5027,8	5160,1	5398,8	5511,3	5723,5	6012,1
G ₁₂ , МПа	1483,7	1524,9	1675	1636,7	1870,3	1815,5	1915	1959	2200,6	2385,2
G ₂₃ , МПа	1447,2	1490,8	1544	1584,5	1629,8	1689,3	1761,7	1814,7	1885,8	1911,8
G ₃₁ , МПа	1686,4	1576,8	1601	1654,8	1794,2	1838,1	2246,9	2477,5	2340,9	2113,5
ν ₁₂	0,3220	0,3382	0,3242	0,3384	0,3900	0,3596	0,3160	0,2549	0,3242	0,3707
ν ₁₃	0,4032	0,3623	0,3451	0,3377	0,3218	0,3333	0,4448	0,5065	0,4638	0,3199
ν ₂₃	0,4333	0,4775	0,4885	0,4979	0,4876	0,4909	0,4783	0,4785	0,4779	0,4785
Густина	1176	1192	1211	1224	1240	1256	1274	1290	1306	1321

З'ясовано, що застосування включень у вигляді вуглецевих нановолокон демонструє зростання міцносних характеристик матеріалу в напрямку волокон. За однаково об'ємну частку включень, зміцнення матеріалу волокнами виявилось більш ніж в 10 разів ефективнішим в порівнянні зі зміцненням циліндричними або сферичними включеннями з того ж матеріалу. Крім значного зміцнення, яке характеризується модулем E₁, відбулося також й зміцнення в інших напрямках, близьке за рівнем у порівнянні з іншими видами включень.

Застосування наповнювача у вигляді вуглецевих волокон демонструє зростання міцносних характеристик матеріалу в напрямку волокон. Результати досліджень доводять, що застосування вуглецевих нановолокон для створення якісного нанокомпозиту є доцільним та його можливо використовувати для нейтралізації статичних електричних зарядів, які виникають в нафтосховищах та можуть призвести до виникнення надзвичайних ситуацій.

Література

1. Sierikova O., Koloskov V., Degtyarev K., Strelnikova O. The Deformable and Strength Characteristics of Nanocomposites Improving. *Materials Science Forum*. Trans Tech Publications Ltd, Switzerland. Vol. 1038, 2021. P. 144-153.
2. Sierikova E., Strelnikova E., Koloskov V., Degtyarev K. [The Effective Elastic Parameters Determining of Threedimensional Matrix Composites with NanoInclusions](#). *Problems of Emergency Situations: Proc. of International Scientific-practical Conference*. Kharkiv: NUCDU, 2021. P. 327–328.
3. Karaiev A., Strelnikova E., Axisymmetric polyharmonic spline approximation in the dual reciprocity method. *Zeitschrift für Angewandte Mathematik und Mechanik*, 101, p. e201800339, 2021. DOI: 10.1002/zamm.201800339.
4. Gnitko, V., Degtyariov, K., Karaiev, A., Strelnikova, E. Multi-domain boundary element method for axisymmetric problems in potential theory and linear isotropic elasticity. *WIT Transactions in Engineering Sciences*, *WIT Press: Southampton and Boston*, 2019. vol. 122. P. 13–25. DOI: 10.2495/BE410021

Серікова О. М., канд. техн. наук

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків

Стрельнікова О. О., д-р техн. наук

Інститут проблем машинобудування ім. А. М. Підгорного НАН України, м. Харків,

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ПІДВИЩЕННЯ СЕЙСМІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ У ВОДОНАСИЧЕНИХ ҐРУНТАХ

Особливої гостроти в останні роки набуває проблема слабосейсмічних і несейсмічних територій, схильних до техногенних землетрусів, викликаних підземними вибухами, видобутком корисних копалин і антропогенними впливами. Основними факторами природно-техногенної сейсмічної обстановки територій міст та інших населених пунктів є складна структурно-тектонічна та геолого-літологічна будова територій, розвиток небезпечних геологічних процесів. При цьому, питання, пов'язані з прогнозом активізації (розвитку) небезпечних геологічних процесів і зміни інженерно-геологічних і сейсмічних властивостей ґрунтів в результаті техногенного впливу, залишаються недостатньо дослідженими. Розвиток міст та техногенний вплив на навколишнє середовище сприяють збільшенню водоспоживання, зростанню обсягів промислового і міського будівництва, зміні природних русел річок, створенню водосховищ, розвитку процесів підтоплення, що, в свою чергу, може викликати виникнення та підвищення сейсмічної небезпеки техногенного походження для промислових та житлових будівель, для небезпечних техногенних об'єктів[1–7].

Землетруси руйнують екологічно небезпечні об'єкти, дороги, мости і найнадійніші будівлі зі сталевим каркасом, переривають подачу води, газу та електроенергії, викликають вибухи і пожежі. Це призводить до надзвичайних ситуацій.

Руйнування сучасних надійних споруд під час землетрусу зазвичай пов'язано не з низькою якістю будівництва, а з несприятливою поведінкою ґрунтів основи і викликається ефектами: виборчого посилення коливань певних частот, підтопленням ґрунтів або частковою втратою їх міцності, виникненням зсувів на схилах, в тому числі і в результаті підтоплення ґрунтів.

До числа найбільш небезпечних геологічних процесів, прямо або опосередковано впливаючих на сейсмічність забудованих територій, відносяться гравітаційні (зсуви, обвали і т.п.), температурні (деградація вічної мерзлоти), гідрогеологічні (підтоплення і осушення територій), динамічні (тиксотропія, просідання) , гідрохімічні (вилуговування, кольматація) і т.д. Сюди ж можна віднести такі техногенні заходи, як планування рельєфу майданчиків будівництва і різні способи меліорації ґрунтів підстав будівель і споруд.

Крім сейсмічних збурень, геологічне середовище може бути схильне до впливу сучасних екзогенних геологічних процесів природного або техногенного характеру. Ці процеси, в свою чергу, можуть активізуватися в часі і просторі під впливом сейсмічних збурень.

Проведені дослідження зруйнованих будівель на різних типах ґрунтів показали залежність посилення сейсмічної інтенсивності від типу ґрунту та його водонасиченості. Доведено, що зі збільшенням насичення водою на мілководних відкладах теоретично розраховані сейсмічні швидкості зменшуються в глині та збільшуються в піску через відповідні напруження між частинками в цих середовищах.

При глибині залягання рівня ґрунтових вод більше 10 м його положення не впливає на величину сейсмічної інтенсивності прояву землетрусу. В межах верхньої 10-метрової товщі підвищення рівня ґрунтових вод від 10 до 0 м веде до збільшення інтенсивності прояву землетрусу, причому його інтенсивність також залежить від типу ґрунтової товщі.

В окремих випадках С.В. Медведєв відзначав, що при вибухах за результатами сейсмометричних спостережень фіксувалося збільшення швидкості коливань майже вдвічі на водо насичених ґрунтах в порівнянні з ґрунтами, які перебувають у стані природної вологості [3].

Сейсмічні дослідження в приповерхневій зоні ускладнюються змінною водонасиченістю, а процес підтоплення може також локально змінювати властивості ґрунтів шляхом утворення куполів інфільтраційних вод, що необхідно враховувати при сейсмічному мікрорайонуванні та розробляти нові підходи до врахування цих факторів при прогнозуванні сейсмічної інтенсивності.

Контроль за розвитком підтоплення та створення гідрогеологічних карт має бути важливим внеском в прогнозування сейсмічної інтенсивності та попередження надзвичайних ситуацій, спровокованих дією цього явища [8–10].

Для обґрунтованого прогнозу зміни сейсмічних властивостей ґрунтів в результаті впливу техногенезу рекомендується проведення комплексних досліджень на

спеціальних полігонах. До складу цих досліджень повинні включатися інженерно-геологічні, інструментальні методи, в тому числі реєстрація землетрусів і вибухів, а також розрахункові методи.

Література

1. Иванова А.П., Феськова Л.В., Труфанова О.И. Техногенные землетрясения в Кривбассе при добыче руд и проблема защиты от разрушения промышленных и гражданских сооружений. *Металлургическая и горнорудная промышленность*. – 2016. – С. 110–114.
2. Серікова О.М., Стрельнікова О.О., Крютченко Д.В. Вплив природно-техногенних землетрусів на екологічно небезпечні об'єкти. *Збірник наукових праць XVIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки»*. Кременчук, 2020. С. 89-91.
3. Медведев С.В. *Инженерная сейсмология*. М.: Госстрой издат, 1962. 284 с.
4. Serikova E. N., Yakovlev V. V. Rol' upravlencheskih metodov v predotvrashchenii podtopleniya gorodov. *Naukovyi visnyk budivnytstva*. 2012. Issue 68. P. 382–387.
5. Sierikova, E. and Strelnikova, E. 2019. Environmental safety of building development on the Kharkiv city flooding areas example. *Noble International Journal of Scientific Research*. 3(8): 72-78
6. Sierikova E., Strelnikova E., Pisia L., Pozdnyakova E., (2020). Flood risk management of Urban Territories. *Ecology, Environment and Conservation* 26 (3). P. 1068- 1077.
7. Sierikova E.N., Strelnikova E.A. Mathematical Modeling of Groundwater Level Changing with Considering Evapotranspiration Factor. *International Journal of Modern Studies in Mechanical Engineering (IJMSME)*. Volume 6, Issue 1, ARC Publications, LLC, USA. 2020. P. 19–25. DOI: <http://dx.doi.org/10.20431/2454-9711.061003>
8. Serikova, E.N. and Yakovlev, V.V. 2011. Additional infiltration to underground waters of big cities territory (on example Kharkiv region). In: Babaev V.N. (Ed.): *Proc.: Municipal Economy of Cities* !97, Kharkiv, KNAME, 344-348.
9. Серікова О. М., Стрельнікова О. О. Вплив резервуарів для збереження отруйних та легкозаймистих рідин на навколишнє середовище. *Сучасні технології у промисловому виробництві : матеріали та програма VII Всеукраїнської науково-технічної конференції (м. Суми, 21–24 квітня 2020 р.)* С. 238-239.
10. Серікова, О. М., Стрельнікова, О. О., Колосков, В. Ю. Підвищення рівня екологічної безпеки забудованих територій України, схильних до підтоплення [Текст] : монографія / О. М. Серікова, О. О. Стрельнікова, В. Ю. Колосков – Х. : НУЦЗ України, 2020. – 142 с.

Сікідіна Т. М.,

Забара І. І.

Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради, м. Суми

ВПЛИВ ЗВОРОТНИХ СТИЧНИХ ВОД З ОЧИСНИХ СПОРУД м. СУМИ НА СТАН РІЧКИ ПСЕЛ

Одним із головних, життєво необхідних і нічим не замінних ресурсів Землі є водні ресурси.

Мета статті показати, що важливою складовою Програми з екологічного оздоровлення водних об'єктів є об'єктивна оцінка сучасного стану малих річок, в тому числі, і за біологічними та хімічними показниками. Проведення мікробіологічних досліджень донного мулу водойм є необхідною умовою для отримання об'єктивної інформації про характер та рівень забруднення водних об'єктів.



Фото 1 – Річка Псел. Скид зворотної очищеної стічної води з КОС м. Суми

Виробничі та господарсько-побутові стічні води, які потрапляють до міської каналізаційної системи, скидаються до річки Псел, після традиційного біологічного очищення та знезараження на каналізаційних очисних спорудах міста Суми.

Річка Псел - ліва притока Дніпра, середня за розміром і має низку притоків. Басейнові системи є сукупність складно організованих різнорангових первинних (природних) та вторинних (антропогенно-техногенних) систем, що розвиваються за своїми законами під впливом ендегенних, екзогенних та антропогенних факторів[1].

Річка служить джерелом технічного водопостачання промислових підприємств у різних містах області, а також зрошення присадибних ділянок садівничих товариств та земель сільськогосподарських підприємств.

Останніми роками в басейнах річки Псел в Сумській області, як і по всій Україні в цілому, спостерігається зниження рівня водності. Причиною малої водності є зменшення надходження води з водозбірної площі річок через незначну кількість опадів, надмірну зарегульованість малих та середніх річок, а також вплив високих температур повітря. Періоди маловоддя негативно відображаються на умовах забезпечення потреб у водних ресурсах та безпеки життєдіяльності населення[1].

На формування складу поверхневих вод басейну р. Псел чинять вплив антропогенні фактори, тобто фактори, що обумовлені господарською діяльністю людини, та супроводжуються надходженням до водних об'єктів речовин з промисловими, сільськогосподарськими та комунальними стічними водами, а також з атмосферними опадами. Так інтенсивне використання вод басейну істотно впливає кількісні показники водних об'єктів (змінює їх водний баланс, гідрологічний режим).

Стічні води, потрапляючи до водойми, значно впливають на його режим, а саме на гідробіотів, можуть змінювати хімічний склад води та її газовий режим.

У зв'язку з цим проблема якісної очистки стічних вод стає все більш актуальною. Найбільш природним її рішенням є використання біологічного очищення на очисних спорудах (ОС). Біологічне очищення стічних вод передбачає практично повне розкладання органічних сполук у воді.

На кожних очисних спорудах формується свій біоценоз активного мулу.

Активний мул (АМ) – це біоценоз організмів-мінералізаторів, здатних сорбувати на своїй поверхні і окислювати в присутності кисню органічні речовини стічних вод. Активний мул – це складна екологічна система, організми якої знаходяться на різних трофічних рівнях. Популяція мікроорганізмів активного мулу залежить від складу стічних вод та умов аеробного окислення.

Рівень розвитку біоценозу активного мулу та його деструктивний потенціал залежить від трьох основних факторів:

- склад стічних вод(рівень забруднення по органічним речовинам, наявність біогенних елементів, присутність токсичних речовин та ін.);

- конструкція очисних споруд (ефективність освітлення води в первинних відстійниках, гідродинамічні умови в аеротенках, наявність і ступінь регенерації активного мулу та ін.);
- режим експлуатації споруд (навантаження по забрудненню, забезпечення киснем, доза та вік мулу та ін.).[2]

Нижче наведені характеристики біоценозу активного мулу на станції ОС м. Суми (фото 2, 3).

Протокол 63		Результати мікроскопування в камері Горяєва			Примітка
Дата	Види мікроорганізмів	Кількість мікроорганізмів в точках відбору			
		Аеротенк № 5	Аеротенк № 9	Аеротенк № 10	
27.07.21р.	Амеби:				Активний мул взятий для дослідження має темно-коричневий колір, високі седиментаційні властивості (швидко осідає). Надмулова вода прозора, з опалесценцією. В активному мулі присутні нитчасті бактерії <i>Microthrix parvicella</i> та Тип 1701 в невеликій кількості. Біоценоз АМ має середнє видове різноманіття і оцінюється як достатній.
	<i>Centropyxis aculeate</i>	5	11	5	
	<i>Arcella vulgaris</i>	27	31	27	
	<i>Arcella discoides</i>	24	23	22	
	<i>Amoeba proteus</i>	1	1		
	<i>Euglypha acanthophora</i>	12	14	11	
	Джугиткові:				
	<i>Paranema triphorum</i>	4	2	1	
	Інфузорії:				
	<i>Epistylis bimariginata</i>	52	50	28	
	<i>Epistylis plicatilis</i>	5		8	
	<i>Thuricola similis</i>	присутні	присутні	1	
	<i>Vorticella microstoma</i>	присутні		присутні	
	<i>Vorticella convallaria</i>	1	присутні	1	
	<i>Acineta foetida</i>	1	присутні	1	
	<i>Colpoda cucullus</i>	3	5	4	
	<i>Prorodon ovum</i>				
	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	присутні	1	присутні	
	<i>Aspidisca costata</i>	20	16	24	
	<i>Trachelophyllum pusillum</i>	12	16	9	
	Коловертки:				
	<i>Lecane inermis</i>	1	2	1	
	<i>Lecane clostercerca</i>	присутні	присутні	1	
	<i>Lecane flexilis</i>		1		
	<i>Lepadella rhomboides</i>	1	1	1	
	<i>Rotaria rotatoria</i>	4	6	5	
	<i>Rotaria tardigrada</i>	5	5	4	
	<i>Philodina roseola</i>	2	1	1	
	<i>Sephalodella incila</i>	1	1	1	
	<i>Encentrum lupus</i>	1	присутні	1	
	<i>Encentrum putorius</i>	1	2	1	
	<i>Eosphora ehrenbergi</i>	присутні	1	1	
	Інші хижаки:				
<i>Monhistera sp.</i>	присутні	присутні	1		
Бактерії:					
<i>Spirillae</i>	присутні	присутні	присутні		
<i>Zoogloea ramigera</i>	присутні	присутні	присутні		
Нитчасті бактерії	Тип 1701, <i>Microthrix parvicella</i>	Тип 1701, <i>Microthrix parvicella</i>	Тип 1701, <i>Microthrix parvicella</i> .		
Гриби (fungi)	-	присутні	-		
НФУБ* (нові колонії)	присутні (багато)	присутні (багато)	присутні (багато)		
Разом:	Кількість видів: 32 Кіл-сть МО: 1000x183/0,9=203333	Кількість видів: 32 Кіл-сть МО: 1000x190/0,9=211111	Кількість видів: 31 Кіл-сть МО: 1000x160/0,9=17778		

Фото 2 – Результати мікроскопування АМ в аеротенках станції ОС м. Суми



1

2

3

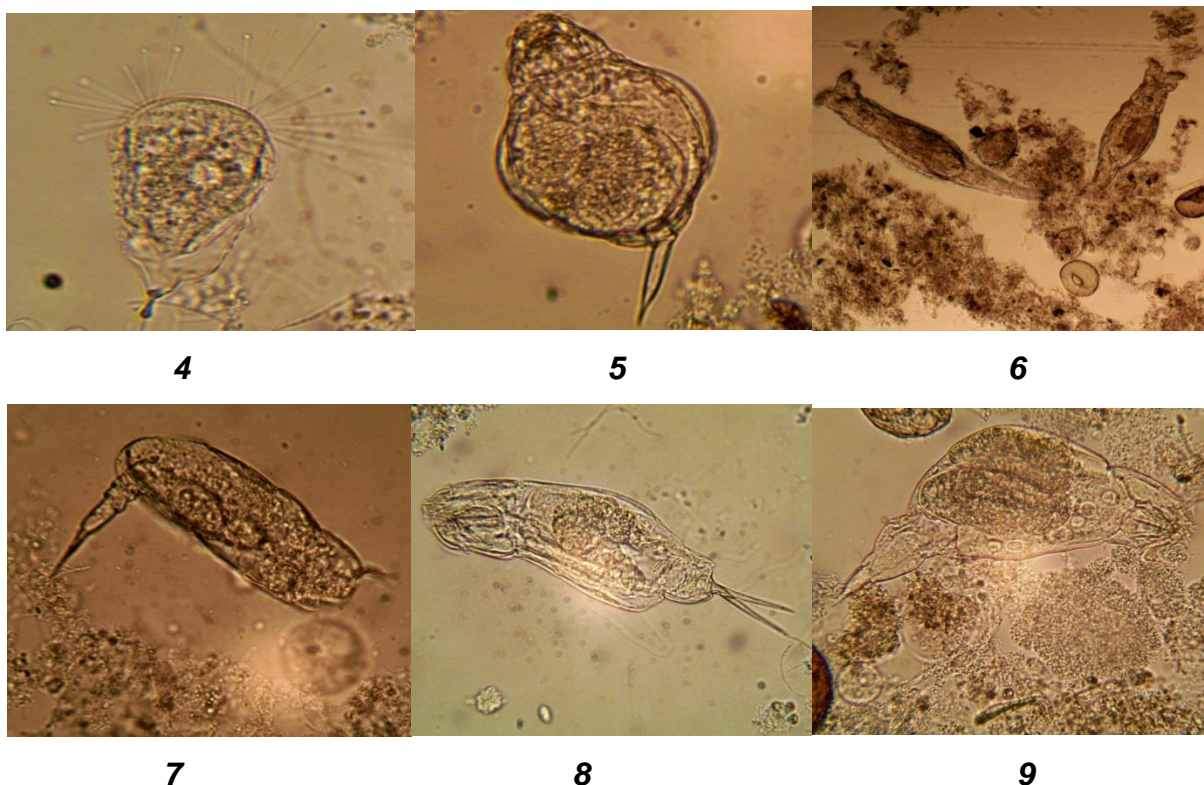


Фото 3 – Біоценоз АМ станції ОС м. Суми. Інфузорії: 1 - *Epistylis plicatilis*, 2 - *Stentor roeselii*, 3 - *Thuricolasimilis*, 4 - *Acineta foetida*. Коловертки: 5 - *Lecanoclosterocerca*, 6 - *Philodina roseola*, 7 - *Lepadella rhomboides*, 8 - *Cephalodella incila*, 9 - *Encentrum putorius* [4,5].

Таблиця 1 – Середні концентрації забруднюючих речовин очищених стічних вод на скиді та поверхневих вод в контрольних створах р. Псел (відбір середньодобової проби 28.07.2021 р.)

№ п/п	Показники	Концентрації 500 м вище скиду, мг/л	Концентрації на скиді в р. Псел, мг/л	Концентрації 500 м нижче скиду, мг/л	ГДК на скиді в р. Псел, мг/л
1.	рН	7,85	7,91	7,85	6,5 – 8,5
2.	Температура	24,7	23,6	24,2	±3 °С с/м Т
3.	БСК ₅	3,0	13,5	3,0	15,0
4.	ХСК	14,8	43,3	19,4	46,7
5.	Азот амонійний	0,12	0,17	0,05	2,3
6.	Нітрити	0,03	0,35	0,06	1,91
7.	Нітрати	1,07	29,50	2,57	41,38
8.	Сульфати	36,22	81,91	31,69	90,6
9.	Хлориди	11,66	89,97	19,99	127,6
10.	Фосфати	1,57	2,45	1,67	6,14
11.	Завислі речовини	4,6	18,0	5,2	15,0
12.	Нафтопродукти	<0,005	<0,005	<0,005	0,005

13.	АПАР	<0,025	0,05	<0,025	0,07
14.	Залізо загальне	0,08	0,14	0,08	0,29
15.	Цинк	0,039	0,028	<0,0001	0,085
16.	Мідь	0,002	0,005	0,003	0,018
17.	Мінералізація	454	779	504	923,0
18.	Розчинений кисень	4,74	7,48	4,60	4,0

Таблиця 2 – Результати мікроскопування донного мулу р. Псел (500 м вище скиду).

Види мікроорганізмів	Кількість мікроорганізмів	Примітка
Амеби: - Arcella vulgaris	присутні	Донний мул, взятий для дослідження, має темно-коричневий колір, високі седиментаційні властивості (швидко осідає). Надмулова вода прозора, опалесценція відсутня. В донному мулі присутні ціанобактерії та діатомові водорості в великій кількості.
- Arcella discoides	присутні	
- Euglypha acanthophora	присутні	
Джгутикові: Bodecaudatus	багато	
Інфузорії: - Paramecium caudatum	5	
- Euplotes affinis	1	
- Litonotus latella	3	
Коловертки: Brachionus calyciflorus	1	
Інші хижакі: Водяні кліщі	2	
Бактерії: - Spirillae	присутні	
- Діатомові водорості	багато	
- Ціанобактерії	багато	
Водорості	присутні	
Разом:	Кількість видів: 13	

У липні 2021 року лабораторією ОС проведено мікроскопічний аналіз донного мулу та хімічний аналіз води р. Псел: вище скиду, на скиді та нижче скиду. (таблиці 1,2)

За результатами обстеження донного мулу р. Псел (500 м вище скиду) по біологічним показникам виявлено велика кількість ціанобактерій та діатомових водоростей, які негативно впливають на загальний стан річки. (фото 4)

Ціанобактерії споживають із води кисень. Таким чином відбувається зниження концентрації розчиненого кисню і натомість виділення метану, сірководню, аміаку та інших токсичних речовин. Ті ціанобактерії, які не розпадаються у воді, осідають на дно і стають причиною його замулювання. На час зимування вони утворюють спори, які осідають на дно та знову пробуджуються, коли температура води піднімається до десяти градусів. Деякі види ціанобактерій виробляють токсини, які впливають на здоров'я людей, коли вони вживають рибу з такої води або купаються в ній.

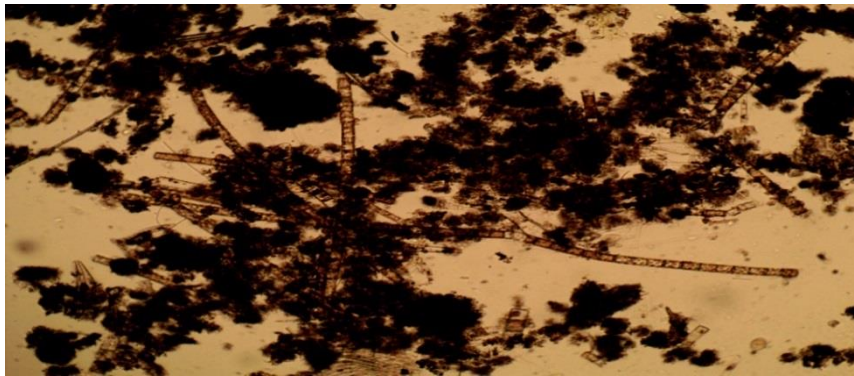


Фото 4 – Мікроскопування донного мулу р. Псел (500 м вище скиду)

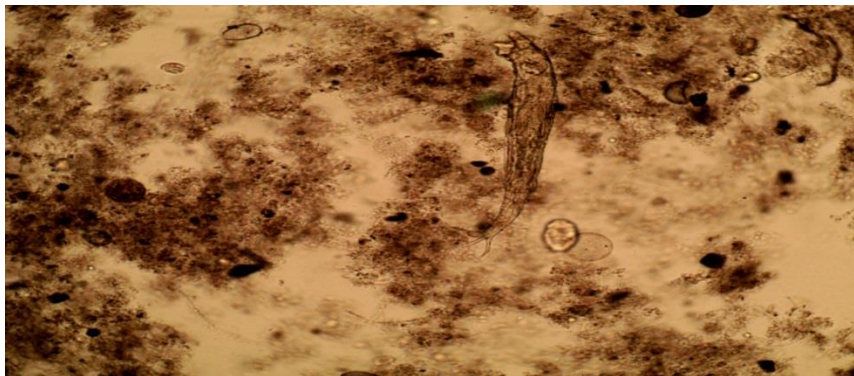


Фото 5 – Мікроскопування донного мулу р. Псел (500 м нижче скиду)

Неконтрольований розвиток ціанобактерій і діатомових водоростей, а також негативний вплив продуктів їх життєдіяльності спричиняють забруднення водойм та втрату ними здатності до самоочищення.[3].

Після скиду зворотних стічних вод відбувається відновлення природних якостей води. Відновлення є складний процес, який включає фізичні, хімічні та біологічні явища.

Значну роль у самоочищенні водойм відіграють рослинні та тваринні організми. До них відносять мікробні клітини, зелені водорості, найпростіші, бактеріофаги. Скид у водойми достатньо очищених стічних вод сприяє інтенсивному розмноженню різноманітних бактерій, які вміють розщеплювати складні речовини до простих і робити їх доступними для живлення інших груп мікроорганізмів. Деякі бактерії здатні виробляти антибіотичні речовини, які згубно діють на патогенні бактерії у водоймі.

У самоочищенні водойми приймає участь все її населення, але основну роль у цьому процесі відіграють бактерії. Частина забруднюючих речовин або продуктів їх перетворення осідає на дно та накопичуються у вигляді донних відкладень. На дні інтенсивно розмножуються мікроорганізми, які руйнують забруднюючі речовини до

повного їх зникнення. Встановлено, що патогенні бактерії скоріш гинуть у водоймах, населених гідробіонтами.

Інтегральну інформацію про токсичність середовища дозволяють отримати методи біотестування («*exsitu*»), що засновані на реєстрації відповідей біологічних систем на дію забруднювачів, адже навіть найбільш точний хімічний аналіз не надає екологічної інформації щодо дії кількох забруднювачів [6].

Так, 24.02.21 р. для підтвердження сприятливого впливу на відновлення природних якостей води в р. Псел проведено біотестування проб випуску №1 зворотних (очищених) стічних вод КП «Міськводоканал» Сумської міської ради. Біотестування проводилось санітарною лабораторією ВОНС ПАТ «РІВНЕАЗОТ» (сертифікат про відповідність № РТ-013/2019, тест-об'єкт *Ceriodaphniaaffinis*), про що надані відповідні протоколи. У результаті проведеного біотестування встановлено: вода не токсична, не чинить гостру летальну токсичність (клас токсичності – 1, рівень токсичності – нетоксична).

Висновок

1. При сприятливих умовах біоценоз активного мулу на станції очисних спорудах м. Суми забезпечує біологічну очистку міських стоків, які не знижують водного об'єкта - р. Псел.
2. Стан біоценозу донного мулу р. Псел після скиду впродовж багатьох років перебуває в задовільному стані та залишається досить стабільним.

Література

1. Сумська обласна державна адміністрація. Департамент захисту довкілля та енергетики. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2019 році. 2020 р. - с. 19-20
2. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження)/ А.В.Гриценко, О.Г. Васенко, А.В.Колісник та ін.: за ред. Д-ра геогр. Наук, проф. А.В.Гриценка, канд. біол. наук, доц. О.Г.Васенка. – Х.: ВПП «Контраст», 2011.-340с. – с.32
3. https://pidru4niki.com/77298/prirodoznavstvo/zagalna_harakteristika_viddil_u_diatomovi_vodorosti Загальна характеристика відділу «Діатомові водорості»
4. Кутикова А.А. Фауна аэротенков. АтласЛ., «Наука», 1984г.
5. Edyta Fialkowska, Janusz Fyda, Agnieszka Pagdak-Stós, Krzysztof Wiąckowski. «Osad czynny: biologia i analiza mskroskopowa». Kraków, Oficyna Wydawnicza Impuls, 2005.
6. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. – с.144*

Старко Н. В.

Научно-исследовательское учреждение «Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем», г. Харьков

ОЦЕНКА ЛИНЕЙНОГО РОСТА ДРЕЙССЕНЫ (*DREISSENA POLIMORPHA*) В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ЗМИЕВСКОЙ ТЭС С ПОЗИЦИЙ ЕЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

Введение

УКРНИИЭП изучает дрейссену с момента ее обнаружения в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС в 1995 году. Работы включают наблюдения за распространением, обилием и основными линейно-возрастными характеристиками моллюска, определение наличия и количества личинок (велигеров) дрейссены в планктоне. Кроме того, по возможности, анализируется количество оброста на внутренних поверхностях водоводных трактов ТЭС.

Полученные результаты наших исследований, а также оценки влияния воздействия популяции моллюска на развитие отдельных групп гидробионтов, образование биологических помех в циркуляционной сети электростанции и на функционирование электростанции в целом были частично опубликованы [1-4].

В настоящем сообщении приведены результаты многолетних исследований роста дрейссены *Dreissena polymorpha* практически за весь период ее обитания в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС (2004-2020 гг).

Методика

Рост раковин (возраст) двустворчатых моллюсков может быть установлен с достаточной точностью путем подсчета годовых колец. Эти кольца образуются в результате длительных остановок роста в периоды неблагоприятных условий. На раковинах четко выделяются кольца, образовавшиеся в результате замедления и остановки роста в зимний период (зимние кольца – их называют годовыми) [5]. Этот метод является давним и наиболее широко распространенным способом определения возраста и роста двустворчатых моллюсков [5-7].

Разные участки водоема-охладителя Змиевской ТЭС имеют свой температурный режим, который во многом определяется текущей рабочей мощностью электростанции. Поэтому условия обитания дрейссены на разных

участках водоема очень сильно отличаются. В наиболее отепленной зоне регулярно наблюдается гибель поселений моллюска из-за высокой температуры и здесь часто наблюдается только молодь. Названная причина обусловила необходимость изучения роста дрейссены в разные годы по пробам, отобраным в одном участке. Наиболее благоприятным, по нашему мнению, является наиболее холодный участок водозабора. Поэтому для оценки роста дрейссены в отдельные годы использовались данные именно с этого участка (у береговой насосной станции №1).

Кроме того, из-за колебаний уровня воды в водоеме-охладителе (до 1,2м) литоральная зона часто оголяется, что приводит к обсыханию и гибели дрейссены. Поэтому отборы проб дрейссены проводились с глубины не менее 1,5м.

Измеряли длину моллюсков с точностью до 0,1 мм. По меткам зимней остановки роста на внешней поверхности раковины определяли возраст раковины. У раковин, где метки зимней остановки роста были хорошо видны, измеряли их длину для реконструкции линейного роста раковины в конкретный календарный год.

Результаты и обсуждение

Результаты наших многолетних работ свидетельствуют о значительном влиянии дрейссены на экосистему водоема-охладителя Змиевской ТЭС. При этом четко проявляется двойственность влияния дрейссены на эксплуатационные характеристики водоема-охладителя. С одной стороны, появление дрейссены обусловило трудности с перекачкой воды. Так по нашим данным количество дрейссены на внутренней поверхности внутренних водоводов - после береговых насосных станций достигало в отдельные годы 19,8кг/м². С другой стороны, во многом благодаря дрейссене в воде водоема-охладителя в отдельные годы наблюдалось снижение значения такого важного для ТЭС показателя как жесткость воды. И если до появления дрейссены общая жесткость воды в р. Северский Донец всегда была ниже таковой в водоеме-охладителе, где происходит интенсивное испарение воды и концентрация солей. С появлением же и развитием в водоеме-охладителе популяции дрейссены эта закономерность стала нарушаться. Так среднемесячная величина этого показателя в речной воде в 2003 г. превышала таковую в водоеме-охладителе 2 раза (в марте и ноябре). В период наибольшего развития популяции дрейссены (2004 год) это наблюдалось уже 8 раз (в январе-апреле, июне и сентябре-ноябре). В 2005-2008 гг - от 1 до 5 раз в году. Подобное было и в последующие годы [4].

Сводные данные по росту дрейссены в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС в период 2004-2020гг представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Средние размеры возрастных групп дрейссены водоема-охладителя Змиевской ТЭС в период 2004-2020 гг., мм

Год	1 годовики	2 годовики	3 годовики	4 годовики
2004	15,0	17,0	-	-
2005	15,4	15,5	-	-
2006	17,2	20,0	-	-
2007	17,1	22,0	-	-
2008	16,3	21,7	-	-
2009	16,3	22,0	-	-
2011	11,0	-	-	-
2012	9,0	16,0	-	-
2013	14,0	16,0	22,0	-
2014	12,9	21,0	21,0	28,0
2015	14,0	20,8	24,3	27,5
2018	14,0	18,0	23,0	-
2019	14,7	-	-	-
2020	12,9	18,7	-	-

Выводы

1. Таким образом оценка линейного роста дрейссены *Dreissena polymorpha* в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС показала, что в период 2004-2020гг рост моллюска колебался в незначительных пределах, обусловленных, по нашему мнению, незначительной и неустойчивой работой электростанции. При этом общая биомасса и структурные показатели, а соответственно и воздействие дрейссены на эксплуатационные качества водоема-охладителя, во многом определяются условиями обитания (прежде всего температурным режимом) моллюска в конкретный период времени. Наблюдающееся в отдельные годы снижения обилия моллюска не снимает с повестки дня вопросы о проведении работ по регулированию его численности методами биологической мелиорации и локального уничтожения поселений. Это обусловлено тем, что дрейссена способна в короткое время, после установления оптимальных условий, не только восстановить, но и резко увеличить свою численность. Подобное явление наблюдалось нами на данном водоеме в 2003-2004 гг. Поэтому для снижения воздействия на популяции дрейссены функционирование электростанции необходимо проведение мероприятий по снижению обилия моллюска в водоеме-охладителе.

2. Снижению численности дрейссены будут способствовать мероприятия по биологической мелиорации водоема-охладителя. В то же время, анализ данных по размерной структуре популяции дрейссены показывает, что воздействие на моллюска биологическими методами позволит только снизить количество моллюска в водоеме и его поступление в агрегаты ТЭС (толстолобики потребляют велигеров, карп или черный амур – младшие возрастные группы размером до 15 мм). Для кардинального решения вопроса необходимо проведение мероприятий по масштабному его подавлению. При этом следует учитывать большую роль популяции дрейссены в формировании важнейшего для ТЭС показателя качества воды - ее жесткости. Это свидетельствует о целесообразности проведения подавления численности моллюска только в отдельных районах - перед водозаборами ТЭС. Локальное подавление численности дрейссены в ковшах БНС и части подводящего канала можно осуществить экологически безопасным способом – созданием в этом районе в теплый период года летальных для моллюска температур (31-32⁰С) путем сброса части подогретых вод через сбросной канал №1. Этот способ ранее предлагался в наших отчетах по теме за 2004-2005 гг. и нашел отражение в нашей ранней публикации, посвященной прогнозу развития популяции моллюска и связанных с этим трудностей использования водоема-охладителя электростанцией [8]. В то же время, окончательный вывод об эффективности данного мероприятия, а также сроков и периодичности его проведения в условиях Змиевской ТЭС может быть сделан только после его апробации.

Литература

1. Васенко А.Г., Ермоленко В.А., Бузевич И.Ю., Прохода Т.А., Старко Н.В. О биологических помехах на водозаборах Змиевской ГРЭС. – Харьков: УкрНИИЭП, 1998. – 55с.
2. Старко Н. В., Глущенко Л. Ф., Лунгу М. Л. и др. Влияние дрейссены на экосистему водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Тез. докл. II Междун. науч. конф. «Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах», Днепропетровск ДНУ, 2003. С.79-81.
3. Старко Н. В., Глущенко Л. Ф., Ермоленко В.А. Влияние появления в водоеме-охладителе дрейссены на характер и количество биопомех на водозаборах Змиевской ТЭС. Тез. докл. II Междун. науч. конф. «Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах», Днепропетровск ДНУ, 2003. С.81-83.

4. Васенко А. Г., Старко Н. В. Воздействие популяции дрейссены (*Dreissena polymorpha pallas*, 1971) на эксплуатационные характеристики водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Збірка доповідей національного екологічного форуму «Екологія промислового регіону», т.2. – Донецьк, 2012. - С. 36-38.
5. Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Ленинград: Наука, 1981. – 248с.
6. Петров В. В К оценке промысловой 6. Петров В.В К оценке промысловой мощности популяций моллюсков сем. Unionidae //Изв. НИИОРХ, 1964. - Т.57. - С. 42-46.
7. Назарова С. А., Генельт-Яновский Е. А., Бондарева О. В. Изменчивость роста и формы раковины *Macoma calcarea* (Gmelin, 1791) (*Bivalvia: Tellinidae*). - Современные проблемы и перспективы развития рыбохозяйственного комплекса: материалы VII научно-практической конференции молодых учёных с международным участием. - Москва: Изд-во ВНИРО, 2019. – С. 338-343.
8. Васенко А.Г., Старко Н.В., Цимбал В.Н. и др. Формирование гидробиологического режима оз. Лиман - водоема-охладителя Змиевской ГРЭС в условиях его комплексного использования //Тез. докл. 8 Всес. симпоз. «История озер. рационального использования и охрана озерных водоемов». – Минск, 1989. - С.154-155.

Старко Н. В.

Научно-исследовательское учреждение «Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем», г. Харьков

О ЦЕЛЕСООБРАЗНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЫБ ДЛЯ БИОМОНИТОРИНГА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАССИВОВ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Узловым вопросом в экологическом нормировании загрязнения водных экосистем является выбор и обоснование критериев оценки качества среды [1]. К информативным и объективным критериям относятся те показатели, которые способны адекватно отражать дозу воздействия, комплексный характер загрязнения, явления синергизма или антагонизма, а также те биологические критерии, которые показывают ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах водных сообществ, которые учитывают их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем [2]. Разработана масса индексов и показателей, основанных на химических и биологических методах, позволяющих оценить качество водной среды. Подавляющее большинство критериев ее оценки основаны на изменении видового разнообразия и структурных характеристик сообществ гидробионтов в зависимости от вида и уровня загрязнения [3].

В последние годы в Украине достаточно большое внимание уделяется проблеме совершенствования мониторинга состояния окружающей среды и мониторинга трансграничного загрязнения водных объектов. В то же время существующая система мониторинга еще не в полной мере соответствует международным требованиям. В Мониторинг окружающей среды является важным инструментом эффективного управления качеством окружающей природной среды, своевременного предупреждения вредного воздействия загрязнителей, а также широкого информирования общественности о состоянии и тенденциях изменения окружающей природной среды.

Сегодня, как отмечает А. М. Петрук, системы мониторинга поверхностных вод как в США, так и в странах ЕС претерпели существенные изменения. Основа этих изменений - переход от чисто химического контроля на биологический, основанный на системе биоиндикации. Биологический контроль — это оценка состояния водных объектов с использованием биологических свойств и других прямых измерений

биоты. Основной причиной перехода на биологический контроль является тот факт, что общества водных организмов отражают совокупное влияние факторов среды на качество поверхностных вод. Там, где критерии для определения влияния не существуют, например, влияние источника загрязнения вне пункта наблюдения, деградация среды обитания), общества могут быть единственными практическими средствами оценки таких воздействий. При этом опыт известной международной практики показывает, что он может быть относительно недорогим по сравнению с химическим контролем [4].

Поэтому оценка состояния массивов поверхностных вод суши на основе исследований ихтиоценозов является важным направлением. Рыбы, которые являются важным компонентом биоты водоемов и заканчивают трофические цепи характеризуют, в конечном итоге, общий поток вещества и энергии в экосистемах, а значит и процессы формирования качества воды. Поэтому характеристики состояния ихтиоценозов не только могут, но и должны использоваться как показатели качества водной среды в водных объектах. И если раньше их исследование не входило в перечень обязательных показателей, [5], то в настоящее время, как показывает анализ литературы, показатели состояния ихтиоценозов используются все чаще. Украинскими учеными еще в начале 90-х гг прошлого века предлагалось использование рыб, в числе других групп гидробионтов, как индикаторов сапробности природных вод [6]. На многосторонний подход с использованием структурно-функциональных характеристик различных групп гидробионтов, в том числе и рыб, ориентирована и Водная Рамочная Директива Европейского Союза 2000/60 / ЕС [7].

Анализ литературы и собственные данные, полученные при исследованиях структурно-функциональных характеристик ихтиоценозов в различных экологических условиях [8-10], показывают, что основными направлениями использования рыб как показателей экологического состояния водных объектов могут быть:

1. Изучение видового состава и численности отдельных видов. Выполнение исследований по данному направлению позволяет оценить изменение ихтиоценозов за продолжительный период времени - от нескольких до десятков лет.

2. Исследование биологических показателей рыб. Данные таких работ позволяют выявить изменения среды обитания рыб за более короткий период времени – от нескольких месяцев до нескольких лет.

3. Определение содержания загрязняющих веществ в органах и тканях отдельных видов рыб. Как и исследование биологических показателей, выполнение

работ данного направления дает возможность выявить изменения в биотопах рыб за период от нескольких месяцев до нескольких лет.

Не только о возможности, но и о необходимости использования структурных показателей биологических систем рек указывалось еще в 2011 году. При этом оценка экологического состояния базировалась на сравнении данных по референционным условиям (то есть таким, которые соответствуют состоянию ненарушенного водного объекта) и современному состоянию среды [11].

Проект методики экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям, в которой класс и категория качества вод поверхностных вод по биологическим показателям устанавливались в соответствии с отклонением структурных показателей биологических сообществ (численность, биомасса, число видов, структурные индексы и др.) от фоновых (эталонных) значений, был разработан УкрНИИЭП еще в 2012 году [12].

В соответствии с Порядком осуществления государственного мониторинга вод, утвержденного Постановлением Кабинета Министров Украины № 758 [13], качественный и количественный состав рыбной фауны является одним из индикаторов экологического состояния массивов поверхностных вод. Переход от оценки качества воды водных объектов на основе «соответствует или не соответствует ПДК» к оценке состояния водных объектов как необходимой составляющей части в процессах жизнедеятельности человека и среды обитания водных биоресурсов предполагается и Водной Рамочной Директивы ЕС 2000/60 / ЕС [7].

Согласно новой «Методике отнесения массива поверхностных вод к одному из классов экологического и химического состояний...» [14], в перечень необходимых исследований входит изучение ихтиоценозов. При этом предусматривается выявление состава, средних количественных показателей и возрастной структуры рыб конкретного типа массивов поверхностных вод Украины. В то же время, считаем необходимым отметить, что выявление видового состава рыб конкретного типа массива поверхностных вод Украины — это продолжительная, кропотливая и трудоемкая задача. Рыбы - подвижные организмы. Даже при отсутствии антропогенного воздействия они осуществляют нерестовые, кормовые и другие миграции. Если меняются внешние условия (химический состав, температура, течение воды) характер их поведения также может меняться. Кроме того, каждый вид рыб характеризуется приспособленностью к определенным типам биотопа. При этом различные водные объекты или участки крупных водохранилищ могут

характеризоваться своим набором ихтиофауны. И для выводов об изменении состава ихтиоценозов необходим сбор материалов по основным (репрезентативным) водным объектам региона изучения. Поэтому программы исследований должны охватывать основные биотопы водных объектов (их участков) в разное время года. По отдельным (одиночным) видам нужно применять опыт местного населения, анализ уловов рибодобывающих организаций и др.

Кроме того, для достоверной оценки нужно отлавливать как половозрелых рыб, так и молодь. Для оценки удельного численности рыб должны учитываться площади ловли, и уловистость орудий лова. И только проведение широкомасштабных фаунистических работ позволит получить достоверную информацию о составе рыб региона на момент исследований.

Кроме того, сложившаяся практика исследования состояния ихтиофауны предполагает необходимость получения разрешительных документов для отлова рыб. Это, в свою очередь, затрудняет проведение научных работ и негативно отражается на сборе информации о распространении, численности и состоянии популяций отдельных видов рыб. Поэтому считаем целесообразным применение при сборе ихтиологического материала (кроме массивов поверхностных вод на заповедных территориях) наряду со средствами, на использование которых необходимо разрешение Государственного агентства рыбного хозяйства Украины, некоторых общепризнанных орудий отбора проб, например гидробиологического сачка. Возможность его использования в таких работах подтверждаются результатами ихтиологических исследований в разных регионах Украины [15-17].

В виду этого, считаем целесообразным при выполнении работ по отнесению массива поверхностных вод к одному из классов экологического состояния использовать, наряду с определением состава, средних количественных показателей и возрастной структуры рыб, отдельные морфометрические показатели наиболее представительных видов рыб.

О возможности использования таких показателей свидетельствуют и результаты наших работ в Харьковской области [8-10].

Рыбы как верхний трофический уровень интегрируют в себе происходящие изменения в сообществе при смене абиотических условий и изменении кормовой базы [18]. Из комплекса биологических характеристик рыб для целей биомониторинга больше всего подходят показатели, свидетельствующие об их росте в конкретном водном объекте. Рост рыбы - видовое приспособление, которое обеспечивает единство вида и среды [19]. Медленный рост и малые размеры особей позволяют

существовать многочисленной популяции рыб при сравнительно ограниченных кормовых ресурсах. Но в то же время малые размеры часто обуславливают повышенное выедание хищниками и должны быть компенсированы повышением воспроизводительной способности популяции. Быстрый рост и большие размеры особей обеспечивают им надежную защиту от врагов. Кроме особенностей кормовой базы, рост рыб влияют гидрохимические, термические, гидрологические и др. особенности водных объектов. Поэтому изменение ростовых характеристик рыб исследуемых свидетельствует о преобразованиях, возникающих во всей экосистеме. Такая взаимосвязь была установлена при оценке антропогенного воздействия на гидробионтов многих водных объектов.

Нами при проведении натуральных исследований украинского участка р. Северский Донец в качестве объекта наблюдения была выбрана обыкновенная плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). Данный вид рыбы не имеет длительных нерестовых и кормовых миграций, распространен повсеместно, обладает высокой численностью и легко отлавливается. С этих позиций данный вид может использоваться в биомониторинге.

Результаты исследований ростовых показателей плотвы, выловленной в отдельных пунктах украинского участка р. Северский Донец представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Средние показатели роста плотвы в отдельных пунктах украинского участка р. Северский Донец, см

Пункт отлова	Года жизни рыбы		
	1	2	3
Харьковская область			
Устье р. Волчья	4,2	8,0	-
Устье р. Уды	4,9	8,1	-
Ниже Изюма	3,7	6,1	10,1
Устье р. Оскол	5,2	8,5	-
Плотина Оскольского водохранилища	6,1	9,1	-
Донецкая область			
Райгород	4,7	7,6	9,9
Устье р. Казенный Торец	4,0	8,2	7,5
У Славянсой ТЭС	4,3	7,0	-
Донецкая область			
Лиссода	4,1	7,3	-

Пункт отлова	Года жизни рыбы		
	1	2	3
У Светличного	5,0	8,2	11,5
Устье р. Айдар	4,6	7,0	-
У с. Веселая Гора	4,3	7,5	-
Станица Луганская	5,0	8,7	11,8
Устье р. Деркул	5,0	8,0	10,6
с. Поповка	5,4	8,8	11,3

Выводы

1. При выполнении работ по отнесению массива поверхностных вод к одному из классов экологического состояния представляется целесообразным использование, наряду с определением состава, средних количественных показателей и возрастной структуры рыб, отдельных морфометрических данных (в частности, ростовых показателей) наиболее представительных видов рыб.

2. Для облегчения проведения работ по исследованию ихтиофауны - при сборе ихтиологического материала считаем допустимым применение, наряду со средствами, на использование которых необходимо разрешение Государственного агентства рыбного хозяйства Украины, некоторых общепризнанных орудий отбора проб, например гидробиологического сачка. Возможность его использования подтверждается результатами многочисленных исследований ихтиофауны Украины.

3. Самые низкие показатели роста одного из самых массовых видов рыб рассматриваемого участка бассейна р. Северский Донец - плотвы отмечены в пункте ниже г. Изюм.

Литература

1. Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. Владивосток: Дальнаука, 2005. - 299 с.
2. Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // Экология, 1998, № 6. - С. 452-461.
3. Клишко О. К. Экотоксикологический подход для решения задач экологического нормирования антропогенной нагрузки на экосистемы. - Материалы III Всероссийской конференции «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», конференции по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок» и школы-семинара «Современные методы

исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки». Часть 3. – Борок, 2008. – С. 38-43.

4. Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності. – Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : Випуск 3(63). Серія «Сільськогосподарські науки». – Рівне: Вид-во НУВГП, 2013. - С. 24- 34.

5. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. Ленинград: Гидрометеоздат, 1989. – 277с.

6. Олексив И. Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций. – Львов: Свит, 1992. – 234с.

7. Водна Рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС «Упорядкування діяльності ЄС в галузі водної політики». – Люксембург, 23 жовтня 2000р. PE CO №3 3639/1/01, ENV 221 CODEC 513.

8. Васенко А. Г., Лунгу М.Л., Старко Н. В. и др. Комплексні експедиційні дослідження екологічного стану водних об'єктів басейну р. Уди. - Харків: Вид. Дім "Райдер", 2006. – 154с.

9. Гриценко А. В., Васенко А.Г., Колесник А. В. и др. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження). - Монографія. – Харків: ВПП «Контраст», 2011.-С. 210-217 (340с.).

10. Старко Н. В. О возможностях ведения гидробиологического мониторинга поверхностных вод по ихтиофауне. - Материалы Международной научно-практической конференции «Экология и природопользование». - Назрань: ООО «КЕП», 2020. – С. 301-305.

11. Афанасьев С. А. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. - Київ: Інститут гідробіології, 2011. - 26с.

12. Гриценко А. В., Васенко О. Г. , Верніченко Г. А. та ін. Проект. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – Харків: УкрНДІЕП, 2012 – 37с.

13. Порядок здійснення державного моніторингу вод. Постанова Кабінету Міністрів України; Порядок; Перелік від 19 вересня 2018 р. № 758.

14. Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод. Наказ Міністерство екології

та природних ресурсів України № 5 від 14.01.2019. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 05 лютого 2019 р. за № 127/33098.

15. Гончаров Г. Л. Риби водойм національного природного парку «Дворічанський» - Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія: біологія. Вип. 19, №1097. - Харків: 2014. – С. 62-67.

16. Романь А. М. Метод застосування сачка як знаряддя для збору іхтіологічного матеріалу. - Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Матеріали ІХ міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. – Одеса: 2016. - С. 227-228.

17. Погребняк О. І., Курячий К. В., Сидоренко О. А. Спостереження за відновленням біотопу розчищеної ділянки русла річки Друга Біленька - Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: матеріали ХІІІ Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. - Харків: ФОП Панов А.М. - С. 160-163.

18. Болотова Н.Л., Степанов М.В., Фрумин Г.Т. и др. Динамика разнообразия рыбного населения крупных озер Вологодской области. - Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды, материалы V Междунар. науч. конф. - Минск: Изд. центр БГУ, 2016. – С. 283-284.

19. Никольский Г.В. Экология рыб. - Москва: Высшая школа, 1974. - 367 с.

Таргонський А. О., аспірант;

Пісня Л. А., канд. техн. наук;

Хабарова Г. В., канд. техн. наук;

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

Гончаренко І. О., канд. техн. наук, магістр публічного управління

Громадська організація «Асоціація фахівців цивільного захисту»

ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ЗВАЛИЩ ТА ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ПРИ ПРИЙНЯТТІ УПРАВЛІНСЬКИХ РІШЕНЬ

Завдання підтримки прийняття ефективних рішень мають місце тоді, коли необхідно здійснити вибір кращого, оптимального варіанта, засобу дії серед заданої множини альтернатив для досягнення поставленої мети.

Розв'язання завдань прийняття рішень з багатьма критеріями можливо з використанням різних методів: методи зведення критеріїв до одного (методи головної компоненти, комплексного критерію, справедливого компромісу, аналізу Парето) та методи дослідження психологічних особливостей особи, що приймає рішення (ОПР) (багатокритеріальна теорія корисності, метод аналізу ієрархій, методи ранжування багатокритеріальних альтернатив). Результати поглибленого аналізу наукових праць дозволили виявити проблеми (обмеження, недоліки і протиріччя) в частині розробки методики прийняття узгоджених управлінських рішень [1]. За висновками [2,3] традиційні методи експертизи практично не працюють при дослідженні організаційних і соціально-економічних систем.

Серед зазначеного блоку методів багатокритеріальної екологічної оцінки доцільно окремо виділити групу експертно аналітичних методів: ГІС, картографічні, контрольних списків, матричні, статистичні, адаптивні, моделювання, тощо [4,5]. Кожен з таких методів має як низку переваг (візуалізація екологічної інформації, прості для сприйняття інформації, відображають зв'язок між антропогенною діяльністю і впливом виявляють впливи другого порядку, врахування ризиків, адаптовані для прогнозування й аналізу впливу, тощо) так і низку недоліків (не розрізняють прямі і непрямі впливи, не враховують термін дії та імовірності впливів, не встановлюють зв'язок між антропогенною діяльністю і впливом, необхідні великі об'єми інформації,

слабо формалізовані набори показників та факторів впливу, складні для застосування на практиці, тощо).

Серед розглянутих методів дослідження особливої уваги заслуговують експертні методи, що призначені для прогнозування якісних і кількісних характеристик, розвиток яких повністю або частково не підлягає математичній формалізації через відсутність достатньої і достовірної статистики. Навіть при відсутності строго математичних обґрунтувань рівень невизначеності можна знизити за рахунок використання експертних оцінок і здатності приймати раціональні рішення [6]. Методологічні основи екологічної оцінки об'єктів з використанням МАІ в Україні викладені зокрема в [7].

Питання підтримки управлінських рішень є особливо актуальним в умовах децентралізації державної влади в Україні. Оцінка незалежних експертів допоможе демократизувати управління, підвищити прозорість системи прийняття рішень з мінімізацією корупційної складової.

Досвід застосування МАІ в питаннях забезпечення екологічної безпеки в Україні набуло широкого використання [8], у тому числі складно-формалізованих процесів, що підтверджує адекватність та прийнятність використання його в якості механізму підтримки прийняття ефективних рішень [9, 10].

Схематично процедуру експертно-аналітичного оцінювання небезпек процесу поводження з ТПВ, яку було застосовано в дослідженні, представлено в узагальненому вигляді на рис.1.

В рамках експертно-аналітичного наукового дослідження було проведеного аналіз та оцінку дозвільних і нормативно-технічних документів на предмет відповідності вимогам діючого містобудівного та природоохоронного законодавств, а також натурні та лабораторні дослідження території полігону. Задля досягнення мети дослідження застосована поетапна методика екологічного оцінювання ситуації та умов експлуатації діючого МВВ, яку наведено у вигляді блок-схеми на рис. 2.

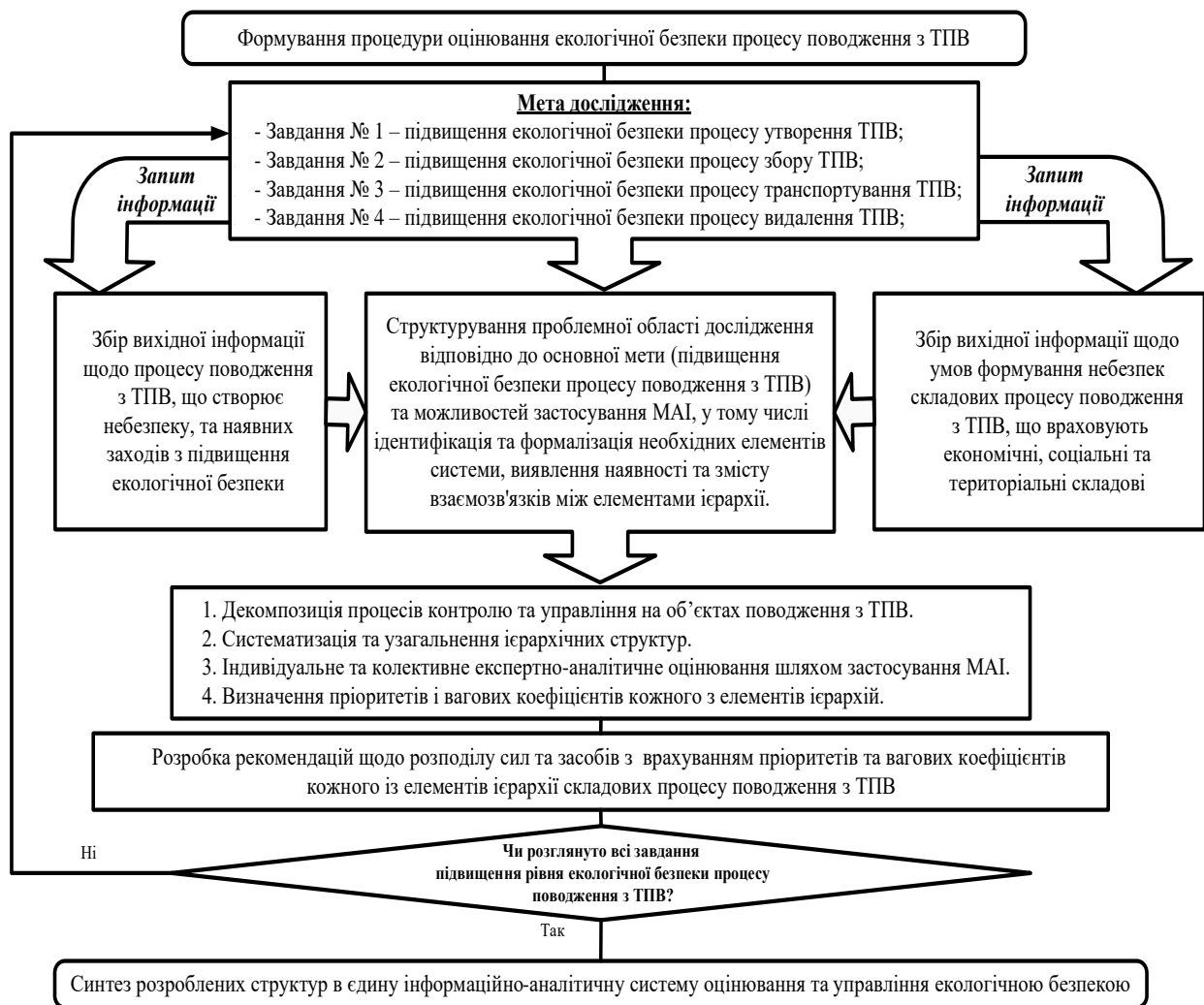


Рисунок 1 – Процедура експертно-аналітичного оцінювання небезпек процесу поводження з ТПВ

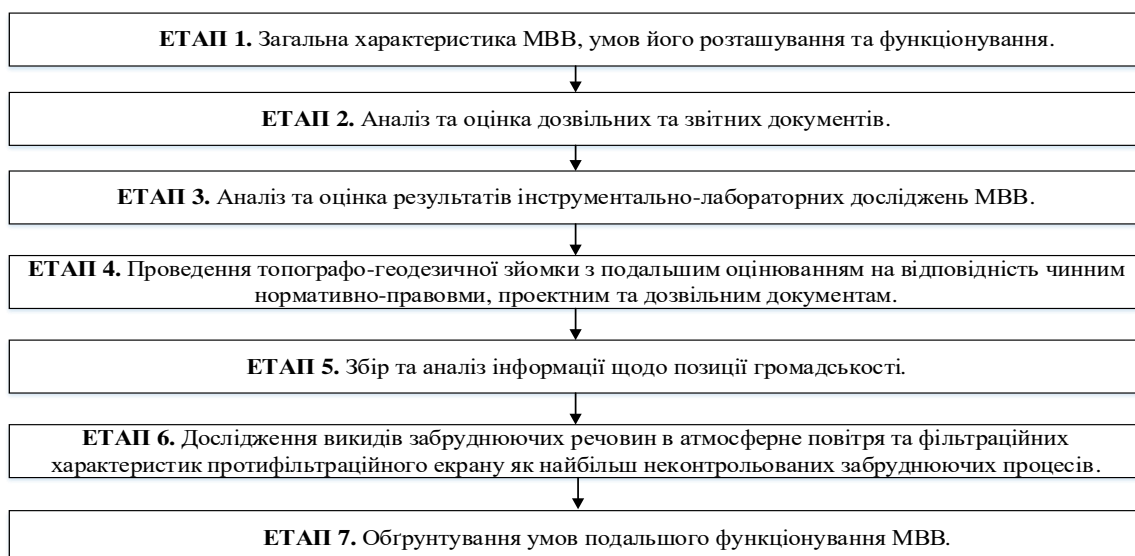


Рисунок 2 – Блок-схема оцінювання екологічної безпеки МВВ

За результатами, отриманими на кожному етапі досліджень, та застосуванням системного підходу до аналізу ситуації, авторами було проведено декомпозицію завдань управління екологічною безпекою на Роганському полігоні ТПВ, яку зображено на рис. 3. Ієрархічна структура, була розроблена шляхом використання базових принципів методу аналізу ієрархій Т. Сааті та адаптована авторами для експертно-аналітичного оцінювання процесу поводження з ТПВ [1,2,4]. Негативний вплив складових процесу поводження з ТПВ на МВВ оцінювався як комплексний багатокритеріальний експертно-аналітичний.

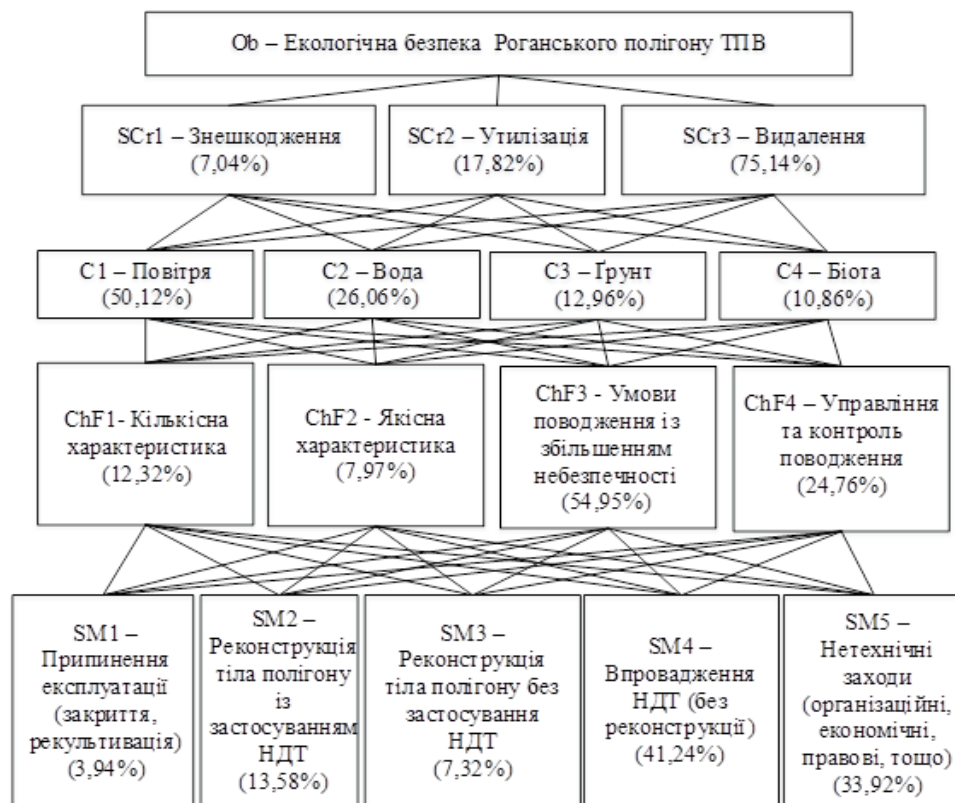


Рисунок 3 – Ієрархічна структура управління екологічною безпекою на Роганському полігоні ТПВ з вибором пріоритетності заходів зменшення негативного впливу на НС

Зв'язки між елементами ієрархії встановлені на основі характеристик взаємодії елементів суміжних рівнів ієрархій. В дужках наведені значення узагальнених вагових коефіцієнтів та пріоритетів у відсотках, отриманих застосуванням експертно-аналітичних процедур з використанням програми EOM, що реалізує МАІ. Загальна узгодженість думок експертів для всієї схеми складає 0,0299, що задовольняє вимогам МАІ (до 10%).

Підсумовуючи результати експертно-аналітичного дослідження та з метою приведення діяльності Роганського полігону ТПВ у відповідність до сучасних вимог законодавства України та ЄС щодо діючих полігонів ТПВ, зокрема, в рамках реалізації

Національної Стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 №820-р., щодо імплементації в Україні Директив ЄС 2008/98/ЄС та 1999/31/ЄС (про захоронення відходів), балансоутримувачу полігону було надано висновки з рекомендаціями та пропозиціями.

Запропонований підхід може слугувати основою для реалізації у вигляді інформаційно-аналітичної системи оцінювання екологічної безпеки місць видалення відходів. Досвід розробки рекомендацій є універсальним для вирішення питання щодо можливості подальшої експлуатації МВВ, включає наукову еколого-експертну оцінку ситуації, існуючий стану діяльності МВВ, місцеві умови та фактори впливу, що враховують наявні та передбачають свої комплексні вишукування (інженерні, екологічні, санітарно-гігієнічні тощо), оцінку впливу на довкілля, включаючи вплив на життєдіяльність та здоров'я людини, обґрунтування заходів щодо зменшення або ліквідації негативного впливу на НС, розвитку небезпечних геологічних процесів і явищ та забезпечення експлуатаційної надійності.

Література

1. Подиновский В.В., Подиновская О.В. Еще раз о некорректности метода анализа иерархий. Проблемы управления. 2012. Вип. 4. С. 75–78. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/esche-raz-o-nekorrektnosti-metoda-analiza-ierarhiy>.
2. Шагеев Д.А. Управление социально-экономическими системами. Вестник ЮУрГУ. Серия «Экономика и менеджмент». 2019. Т. 13. Вип. 2. С. 145–164.
3. Дорофеюк А. А., Покровская И. В., Чернявский А. Л. Экспертные методы анализа и совершенствования систем управления. Автоматика и телемеханика. 2004. Вип. 10. С. 172-188. URL: <http://mi.mathnet.ru/rus/at/y2004/i10/p172>.
4. Чумаченко С.М. Порівняльний аналіз методів екологічної оцінки та особливості їх застосування для оцінки впливу військових полігонів на навколишнє природне середовище. Системи обробки інформації. 2006. №3. С. 203–209.
5. Анищенко Л.Я. Теоретическое обоснование комбинированного метода принятия решений в задачах многокритериальной комплексной оценки воздействия и управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2009. № 2. С. 21–28. URL: <http://journals.uran.ua/eejet/article/view/3191>.
6. Чумаченко С.М. Тесленко О.М. Михайлова А.В. Використання методів експертної оцінки для оцінювання характеристик інтегрованих систем моніторингу та оповіщення

про загрозу або виникнення надзвичайної ситуації. Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. 2017, №12. с. 44-51.

7. I. Honcharenko, L. Anishchenko, L. Pisnia. Expert-analytical assessment of environmental safety of solid household waste management. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2020. – №1(103).

8. I. Honcharenko, L. Anishchenko, L. Pisnia Development of priority measures (solutions) for the environmentally safe management of municipal waste at the community level. // Technology Audit and Production Reserves — № 2/3(52), 2020. – page 17–25. ISSN 2664-9969, DOI: 10.15587/2312-8372.2020.203687.

9. Гончаренко І.О., Пісня Л.А. Забезпечення екологічної безпеки поводження з ТПВ. Комплексний експертно-аналітичний підхід. // Збірник наукових статей. Серія «Сектор безпеки України». НЮУ імені Ярослава Мудрого. – Харків, 2020. – №35. – С. 37-41.

10. Гончаренко І.О., Пісня Л.А., Таргонський А.О. Інформаційно-аналітична система оцінювання екологічної безпеки місць видалення відходів. Збірник Міжнародної науково-практичної конференції «Проблеми надзвичайних ситуацій» – Харків 20 травня 2021 року. – С. 35-41.

Уberman В. І., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ПРИНЦИПИ ТА ТЕНДЕНЦІЇ УКРАЇНСЬКОГО РЕГУЛЮВАННЯ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН

У статті аналізуються базові принципи еколого-правового регулювання скидання хімічних (забруднювальних) речовин (РСЗР) з точкових джерел зі зворотними водами у поверхневі та морські води України. Ці принципи використовувалися раніше в українській охороні вод, реалізуються зараз і передбачається їх застосування у майбутньому. Відповідні терміни визначено у Водному кодексі України [1] (ВКУ). Виконується порівняння українських принципів РСЗР з європейськими, які підлягають імплементації Україною. Слід зазначити, що за Водною рамковою директивою ЄС [2] (ВРД) «поверхнева вода» означає внутрішні води, а також перехідні і прибережні води (при розгляді з точки зору хімічного стану це поняття також означає територіальні води). Особливості та відмінності використання поняття «забруднювальна речовина» (ЗР) у ВКУ та у ВРД викладено у [3].

1. Імплементация Україною водного законодавства ЄС вимагає суворого дотримання головних принципів Співтовариства у галузі довкілля, зокрема, принципів обережності (precautionary) та пріоритетного очищення у джерелі забруднення. Найбільшою мірою це стосується ефективних правових важелів і засобів, які зосереджено в еколого-правовому підінституті регулювання скидання забруднювальних речовин (РСЗР) інституту якості вод та її регулювання водного законодавства [4]. Ще з середини минулого століття РСЗР в Україні здійснюється за принципом «emission – immission» (EIP) [5]. Цей принцип передбачає: 1) поняттєве визначення EIP; 2) існування ділянки водного об'єкта, властивості якої використовується для регулювання; 3) визначення двох нормативів (standards) викидання (випускання) та сприймання певної ЗР. В українській охороні вод допустимий скид хімічної ЗР з (точкового) джерела у масив поверхневих вод обмежується нормативом гранично допустимого скидання (ГДС). Своєю чергою, норматив ГДС визначається з умови не перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) певної ЗР у контрольному створі (пункті) (КС) водного об'єкта на

певній відстані від скиду. Тобто ЕІР для ділянки від пункту скиду ЗР до КС визначає імплікацію ГДС ← ГДК. Через ГДС реалізується лімітувальне регулювання впливу скидання ЗР на водне середовище. Слід зазначити, що для лімітування скидання ЗР може використовуватися одна з двох українських систем ГДК (для водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового та рибогосподарського призначення) в залежності від виду водокористування на даній ділянці.

У початкових українських нормативних документах ЕІР не мав чіткої форми. Поняттєве визначення ЕІР наведено у п. 10 першого нормативного документа з РСЗР [6]: «Умови спуску стічних вод у водойми визначаються з урахуванням ступеня можливого змішування і розбавлення стічних вод з водою водойми на шляху від місця випуску стічних вод до створу найближчих пунктів питного, культурно-побутового і рибогосподарського водокористування. Облік процесів природного самоочищення води водойми від забруднень, що надходять у нього, допускається, якщо процес самоочищення досить різко виражений і закономірності його розвитку в часі достатньо вивчені» (переклад). У Водному кодексі Української РСР [7] користування водними об'єктами для скидання стічних вод розглядалося у главі 19 (ст. 97 – 101), де для цілей лімітування використовувалися поняття «вимоги і умови». У нормативному документі [8], який близько 20 років визначав розвиток охорони вод в Україні для вимог лімітування застосовувалися поняття «умови спуску стічних вод у водні об'єкти», «умови скидання», «умови відведення». Визначення ГДС як окремого нормативу здійснено у 1989 р. у [9]. Поняття «норми гранично допустимого скидання (ГДС)», «асимілювальна спроможність» (АС) та «природне самоочищення вод» вперше з'явилися у нормативно-правовому документі [10], але перед тим їх було стандартизовано в [11,12]. Саме в [11] у примітці до терміну 39 було встановлено термінологічну некоректну інтерпретацію ГДС: «ГДС речовини встановлюється з урахуванням ГДК речовин у місцях водокористування, асимілюючої спроможності водного об'єкта і оптимального розподілу маси скидуваних речовин між водокористувачами» (у перекладі [13]). Саме ця примітка заклала підвалини для економічно хибної та екологічно сумнівної діяльності з так званого «басейнового принципу визначення нормативів ГДС забруднюючих речовин». Законодавче закріплення поняття «норматив ГДС ЗР» отримало у ст. 1 та ст. 35 першої редакції ВКУ (1995 р.).

Поняття ГДС, АС та самоочищення використовувалися у серії нормативно-методичних та інструктивних документів [14–16], де слугували відповідно як ціль розрахунків (значення нормативу) та як база для таких розрахунків. Останній

документ, який існував до грудня 2021 р., було затверджено ще до прийняття ВКУ (1995 р.)

За ст. 1 та ст. 36 ВКУ дотримання нормативів ГДК забезпечує придатність води для конкретних цілей водокористування, тобто обумовлює її **господарську цінність**. Отже, **нормативи ГДК не призначені для охорони екологічної якості**, а стосуються лише двох видів водокористування (ст. 36 ВКУ). Ділянка водного об'єкта, властивості якої використовується для регулювання (тобто частина масиву води, яка безпосередньо прилегла до пункту скидання та поширюється до КС) має назву зони змішування (ЗЗ). **АС є найголовнішою властивістю ЗЗ, що забезпечує реалізацію ЕІР**. Слід констатувати, що наразі в українській охороні вод використання АС не тільки залишається в межах застарілого ЕІР РСЗР, а й має тенденцію до поширення у бік ще більшого включення АС у механізм спеціального водокористування та його економічного регулювання.

2. У ВРД встановлено інший ніж ЕІП підхід до лімітувального регулювання. Водна політика ЄС стосовно запобігання та регулювання забруднення ґрунтується на комбінованому підході й використовує регулювання забруднення у його джерелі шляхом встановлення граничних величин емісії (ГВЕ) та екологічних стандартів якості (ЕСЯ). Останні **відрізняються від ГДК за цільовим «захисним» спрямуванням** на «воду, осад та біоту» для захисту здоров'я людини та довкілля. Відповідні законодавчі вимоги містяться у ст. 10 ВРД, де ГВЕ визначаються як характеристики найкращих доступних технік (НДТ), при використанні яких після емісії ЗВ у воду властивості масиву приймальної води, тобто ЗЗ, не беруться до уваги. **Виключенням із загальних вимог є ставлення до регулювання так званих пріоритетних речовин (ПР)**, наявність яких у воді становить найбільшу небезпеку для людини та довкілля. У Directive 2008/105/EC (ДСЯД) [17] визначено вимоги до регулювання скидання ПР. Станом на зараз у переліку міститься 45 ПР, до яких додаються ще 8 «інших ЗР». Головними особливостями ДСЯД є поновлюваний перелік ПР, наведення ЕСЯ для ПР, визначення поняття ЗЗ та встановлення вимог до неї. Ідентифікація ЗЗ здійснюється за керівними документами до ВРД. Для ідентифікації ЗЗ застосовується багаторівневий підхід (tiered approach).

Огляд досвіду та практичних заходів, наведених у звітах про виконання планів управління річковими басейнами (ПУРБ) державами-членами ЄС, свідчить про **винятковий характер фактичного використання ЗЗ** у водоохоронній діяльності. За станом на 2019 р. встановлення ЗЗ для ПР зазнало найбільшого поширення у Нідерландах [18]: ЗЗ було визначено в усіх районах річкових басейнів (РРБ). Слід

констатувати, що економічно розвинені та багаті на водні ресурси країни (зокрема, Сполучене Королівство, ФРН, Франція, Італія, Польща та ін.) не мають ЗЗ, визначених та встановлених відповідно до ст. 4 ДСЯД. У західних сусідів України Румунії, Чеської Республіки, Болгарії, Словаччини, ЗЗ не визначено відповідно до ст. 4 ДСЯД, інформація від Угорщини відсутня. У звітах про виконання ПУРБ зазначається про визначення ЗЗ у Португалії та для частини РРБ Фінляндії й Данії. Отже, на час надання звітів про ПУРБ (2019 р.) ЗЗ як засоби регулювання скидання ПР не мали широкого поширення у водоохоронній діяльності ЄС, що свідчить про переважне використання більшістю держав-членів НДТ (або відповідних ГВЕ) як головних інструментів РСЗР. Такий стан повністю відповідає наміру ЄС щодо зменшення сумарної території водойм, охопленої ЗЗ.

4. У вищих актах українського водного законодавства поняття ЗЗ відсутнє. Деякі нормативно-правові акти та рекомендаційні документи передбачають встановлення та існування аналогів ЗЗ [19,20], але **вимоги до таких українських аналогів істотно відрізняються від вимог до європейських ЗЗ**. Використання українських аналогів ЗЗ ґрунтується на їх властивості АС. Виходячи з особливостей АС у методичних рекомендаціях [21] (МР) пропонується широке коло **економічного використання АС як технології у спеціальному водокористуванні в частині РСЗР з метою збільшення нормативів ГДС**. У МР навіть зазначається про «право суб'єкта водокористування на «отримання квоти» асимілювальної спроможності водоприймача для здійснення водовідведення», хоча ані про таке право, ані про ЗЗ як матеріального носія властивості АС та її квотування, в українських законодавчих актах не згадується. Слід зауважити, що **МР не належить до нормативно-правових актів** (МР не зареєстровано у Єдиному державному реєстрі нормативно-правових актів, держателем якого є Міністерство юстиції України). Але в останніх документах екологічної політики України [22,23] визначено ставлення до АС як до додаткової природної корисної властивості, яка може використовуватися суб'єктами економічної діяльності, розподілятися між ними, може бути включеною в еколого-правову та еколого-економічну систему спеціального природокористування і підлягає оплаті (р. III Стратегії та захід 32 Національного плану).

5. Слід зазначити, що АС належить до дуже застарілих інструментів РСЗР, використання якого еколого-політично закріплено ще у Принципі 6 «Декларации Конференции ООН по проблемам окружающей человека среды 1972 года» [24], відомій як Стокгольмська Декларація. Цей принцип виходив з тогочасного ставлення до можливості науково-технологічного забезпечення його реалізації. У подальші роки

принцип АС вивчався більш глибоко, широко висвітлювався, а його використання зазнало обґрунтованої наукової критики через невиправданість вихідних передумов. Найбільш чітко така позиція викладена у класичній науковій статті [25]. На наш погляд, найбільш важливими аргументами критики є вказівка на відсутність чіткого визначення «екологічної шкоди», яку *НЕ* завдає скид ЗР у межах нормативів ГДС, особливо враховуючи, що українські нормативи ГДК *НЕ СПРЯМОВАНІ* на захист екологічного стану. Ще більшої шкоди завдає технократична ілюзія «безплатного обіду», яка виникає через технологічне сприйняття АС, як «природного» засобу очищення води від ЗР що скидаються. Через 10 років у «Всесвітній хартії природи (01.01.82 р.)» [26], прийнятій на 37-й сесії Генеральної Асамблеї ООН, було задекларовано принцип обережності та принцип обмеження забруднення у його джерелі (п. 11 та п. 12 розділу II Хартії). У розділі VII Навколишнє середовище у ч. 2 ст. 130-г засадничого документа ЄС [27] зазначено «Деятельность Сообщества в отношении окружающей среды основывается на принципах превентивных действий, возмещения ущерба окружающей среде, главным образом путем устранения его источников, и оплаты ущерба теми, кто его причинил» (офіційний переклад). Ці принципи було закріплено у ч. 2 ст. 174 «Договору про заснування Європейської Спільноти» [28]. З пар. (11) преамбули ВРД впливає, що саме два зазначених принципи покладено в основу відповідних правових вимог ЄС щодо РСЗР. Водне законодавство ЄС не містить поняття АС. Найважливішої складової АС стосується термін «розбавлення» (dilution) (ст. 2(40) ВРД), поняття якого не визначається, але зазначено, що розбавлення не повинно враховуватися при визначенні ГВЕ. Це означає, що за водним законодавством ЄС у загальному випадку властивості ЗЗ не використовуються у діяльності із РСЗР. Таке використання дозволяється як опція лише у виключному випадку, коли ЗР належить до ПР та виконуються вимоги ст. 4 ДСЯД.

Слід зазначити, що за визначенням у ст. 10 ВРД комбінованим підходом (combined approach) до регулювання, концентрація ЗР в межах ЗЗ зменшується від ГВЕ до СЯД внаслідок гідрофізичних процесів (розбавлення початкового та основного) та самоочищення (гідрохімічного та гідробіологічного). У загальному випадку найбільш впевнено можна казати лише про розбавлення. При визначенні нормативу ГДС з умови дотримання СЯД для ЗЗ, встановлених за правилами європейських країн, фактичне відношення ГВЕ/ГДС може змінюватися від 2 до 1000. Отже, **використання СЯД є відчутно жорсткішим заходом регулювання ніж НДТ.**

Висновки

Між українським та європейським підінститутами РСЗР існують **принципові відмінності**, які не можна усунути простими змінами водного законодавства. Зміни мають стосуватися як принципів водної політики, поняттєво-категоріального апарату водного законодавства, складу та змісту регуляторних норм законодавства, так і розрахунково-методичних підходів та інструментів визначення нормативів лімітування скидів ЗР. З точки зору рішень ООН та документів європейської водної політики **орієнтація еколого-правових засад українського РСЗР на економічне використання властивостей ЗЗ, зокрема їх АС, не відповідає базовим принципам всесвітніх міжнародних угод та європейського екологічного законодавства.**

Література

1. Водний кодекс України. ВВР України. 1995. № 24. Ст. 189. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> .
2. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text .
3. Уберман В. І., Васьковець Л. А. Європейське законодавче регулювання скидання забруднюючих речовин та проблеми його імплементації Україною. Вісник НТУУ «КПІ». Політологія. Соціологія. Право. Випуск 4 (44), 2019. С. 143–149. DOI: [https://doi.org/10.20535/2308-5053.2019.4\(44\).199752](https://doi.org/10.20535/2308-5053.2019.4(44).199752) .
4. Уберман В. І., Васьковець Л. А. Поетапне наближення українського еколого-правового інституту якості вод та її регулювання до законодавства Європейського Союзу. Chapter in book: Legislation of EU countries: history, shortcomings and prospects for the development : Collective monograph. Frankfurt (Oder) : Izdevniecība "Baltija Publishing", 2019. P. 334–354. URL: <https://core.ac.uk/download/pdf/304678851.pdf> .
5. Environmental Laws: Introduction, by Peter-Christoph Storm. In: Articles available in the German Law Archive. Gerhard Dannemann. 2015. URL: <https://germanlawarchive.iuscomp.org/?p=383> .
6. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами (утв. 15 июля 1961 г. Министерством здравоохранения СССР по поручению Совета Министров СССР. Согласованы с Госпланом СССР. № 372-61). М., 1961. – 33 с. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293766/4293766549.pdf> .

7. Водний кодекс Української РСР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/771-08#Text> .
8. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами (утв. Зам. Министра мелиорации и водного хозяйства СССР 16 мая 1974 г. № 1166). М., 1975. – 44 с.
URL: <https://files.stroyinf.ru/Index2/1/4293729/4293729236.htm> .
9. Инструкция по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты (утв.: Зам. Пред. Гос. ком. СССР по охране природы В. Ф. Костиным 11 сентября 1989 г.). URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200037296> .
10. Правила охраны поверхностных вод (утв. Госкомприроды СССР от 21 февраля 1991 г.). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/n0002400-91#Text> .
11. ГОСТ 17.1.1.01–77 (СЭВ 3544—82) Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения. М. 9 с. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data/335/33582.pdf> .
12. ГОСТ 27065–86 (СЭВ 5184-85) Качество вод. Термины и определения. М. 7 с. URL: <https://files.stroyinf.ru/Data/389/38949.pdf> .
13. ДСТУ 3041–95 Гідросфера. Використання і охорона води. К., Держстандарт України. 1985. 96 с.
14. Методические указания по установлению предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ, поступающих в водные объекты со сточными водами (№ 13-3-05/190 от 01.02.82, Минводхоз СССР). URL: <http://www.cawater-info.net/bk/improvement-irrigated-agriculture/files/met-ukaz-1982.pdf> .
15. Методика расчета предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ в водные объекты со сточными водами (утв. бывш. Гос. комитетом СССР по охране природы 31.10.1990 г.). URL: <https://standartgost.ru/g/pkey-14293852361/%D0%9C%D0%B5%D1%82%D0%BE%D0%B4%D0%B8%D0%BA%D0%B0> .
16. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами (затв. наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 15 грудня 1994 р. № 116). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0313-94#Text> .
17. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008, on environmental quality standards in the field of water policy, amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj> .

18. Choosing Environmental Policy. Comparing Instruments and Outcomes in the United States and Europe (1st ed.) / Edited by: Winston Harrington, Richard D. Morgenstern, Thomas Sterner. Publ. by Routledge, 2004. 300 p.
19. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами» (затв. постановою Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 р. № 465). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/465-99-%D0%BF#Text> .
20. Правила охорони внутрішніх морських вод і територіального моря України від забруднення та засмічення» (затв. постановою Кабінету Міністрів України від 29 лютого 1996 р. № 269 (у редакції постанови Кабінету Міністрів України від 29 березня 2002 р. № 431). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/269-96-%D0%BF#Text> .
21. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (затв. наказом Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173 від 05.03.2021). URL: <https://mepr.gov.ua/documents/3331.html> .
22. Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року (затв. Законом України від 28 лютого 2019 року № 2697-VIII). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> .
23. Національний план дій з охорони навколишнього природного середовища на період до 2025 року (затв. розпорядженням Кабінету Міністрів України від 21 квітня 2021 р. № 443-р). URL: <https://www.kmu.gov.ua/npas/pro-zatverdzhennya-nacionalnogo-planu-dij-z-ohoroni-navkolishnogo-prirodnogo-seredovishcha-na-period-do-2025-roku-i210421-443> .
24. Декларация Конференции Организации Объединенных Наций по проблемам окружающей человека среды. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_454#Text
25. Campbell Ian C. A critique of assimilative capacity. Journal of the Water Pollution Control Federation. Vol. 53, no. 5. May 1981, pp. 604–607.
26. Всемирная Хартия природы (01.01.82 г.). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_453#Text .
27. Єдиний європейський акт (укр. / рос.). Угода від 17.02.1986. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_028#Text .
28. Договір про заснування Європейської Спільноти. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_017#Text .

Чжан Вейцзе, аспірант

Варламов Г. Б., д-р техн. наук, проф.;

Романова К. О., канд. техн. наук, доц.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», м. Київ

ЗАГАЛЬНІ ОСОБЛИВОСТІ І АКТУАЛЬНІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ ПЕЛЕТНИХ КОТЛІВ ДЛЯ СИСТЕМ ТЕПЛОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ

Зростаюча актуальність використання pelletних котлів пов'язана з необхідністю вирішення ряду проблем.

Перша проблема - це необхідність пошуку альтернативних видів палива для систем тепlopостачання в зв'язку з тим, що органічне (вироблене) паливо при існуючому обсязі і збільшенні темпів його використання може бути повністю використано в найближчі 50 ... 100 років [1].

Друга проблема пов'язана з необхідністю підвищення екологічної чистоти виробництва енергії і значного зниження шкідливих та парникових газів, що викидаються в атмосферу теплоенергетичними об'єктами, які працюють на виробленому паливі [2].

Третю проблему слід віднести до постійно зростаючих загальних витрат теплової і електричної енергії, що виробляється об'єктами енергетики на виробленому паливі, що ускладнює вирішення соціальних питань із забезпечення комфортних здорових умов життя і праці населення планети.

Одночасне вирішення всіх цих проблем бажано здійснити у найкоротші терміни, так як затягування їх вирішення може призвести до глобальних екологічних катаклізмів, суттєвого ускладнення стабільного розвитку суспільства і суттєво загострити соціально-економічні питання розвитку регіонів, країн і цілих континентів.

Одним з рішень цих проблем є використання біопалива не тільки в процесах виробництва енергії, а й в інших процесах з використанням теплоти його згоряння [3].

Для об'єктивної оцінки характеристик його використання досить розглянути основні переваги та недоліки використання різних видів палива в процесах виробництва енергії (таблиця 1) [4-9].

Таблиця 1 – Аналіз особливостей використання різних видів палива в процесах виробництва енергії

Вид палива	Переваги	Недоліки
Дрова	екологічність; відносна дешевизна; доступність; відсутність додаткових пальників і, як наслідок, необхідність їх обслуговування; безпека використання; не вибухонебезпечний. поновлюване джерело енергії; ресурс необмежений	низька теплотворна здатність; велика площа складських приміщень; необхідність попередньої підготовки і сушіння; відносно висока зольність; неможливість автоматизації роботи.
Вугілля	відносна дешевизна; теплотворна здатність вище, ніж дрова, не вибухонебезпечний; ресурс - 150 років.	відносно низька теплотворна здатність; потреба у великих спеціальних складських приміщеннях; необхідність попередньої підготовки до спалювання; екологічно небезпечне паливо; висока зольність; великі зольні відходи; великі транспортні витрати; важко запалити, що вимагає додаткових витрат; складність автоматизації виробничих процесів; непоновлюваний джерело енергії.
Рідке (дизельне, мазутне) паливо	висока теплотворна здатність (удвічі більше, ніж у дров); можливість створення і використання автоматизованих систем управління виробничими процесами; легкозаймисте паливо ресурс - 50 років.	висока питома вартість; необхідність створення складної паливної системи; необхідність попередньої підготовки до спалювання; наявність резервних обсягів палива; великі транспортні витрати; екологічно небезпечний вид палива; висока вибухонебезпечність; необхідність в спеціальних засобах пожежогасіння. непоновлюване джерело енергії. ресурс - 50 років
Природний газ	висока теплотворна здатність; легкозаймисті; відносна екологічна чистота; немає необхідності в заготівлі і зберіганні; можливість використання систем автоматизації високого рівня;	висока питома вартість; висока вибухонебезпечність; необхідність забезпечення чистоти подачі до пальників. необхідність створення і обслуговування газопроводів. непоновлюване джерело енергії. ресурс - 60 років.

	невеликий обсяг продуктів згорання; відсутність золи	
Деревні пелети	середньо-висока теплотворна здатність; дешевизна; екологічність використання; доступність; зручність транспортування; низька зольність; поновлюване джерело енергії; ресурс - необмежений.	потрібно крите сховище; складність створення дуже потужних силових установок.

За наведеними перевагами і недоліками особливостей використання різних видів палива в процесах виробництва енергії пелетне паливо вигідно відрізняється за багатьма характеристиками від інших видів палива. Це дає можливість обрати пелетне паливо як краще паливо, використання якого дозволить вирішити перші дві проблеми у комплексі.

Для вирішення третьої проблеми виробництва енергії доцільно враховувати економічні особливості виробництва 1 кВт теплової енергії з використанням різних видів джерел енергії (табл. 2) [4-12].

Таблиця 2. Питома вартість виробництва енергії з урахуванням ефективності використання різних джерел енергії

Вид палива	Теплотворна здатність, кВт*год/кг	ККД, %	Вартість палива, євро/тонна	Вартість тепло-генерації, євро/кВт*год
Мазут	10,81	65	133	0,019
Дизельне паливо	11,63	80	250	0,027
Вугілля	4,65	50	45	0,019
Електроенергія		95		0,033
Дрова	1,45	40	12	0,021
Деревна тріска	2,0	60	19	0,016
Тирса	0,81	50	6,5	0,016
Пелетнігранули	4,8	85	90	0,022

Аналіз даних таблиці 2 показує, що пелетні гранули разом з деревиною (дрова, тріска, тирса), вугіллям і мазутом мають близьку питому вартість виробництва теплоти для систем тепlopостачання.

Тому висновок з комплексного аналізу можливих рішень даних трьох проблем функціонування сучасних систем енергопостачання галузей економіки і соціальних питань говорить про одне - використання пелетного біопалива актуальне та доцільне.

У європейських країнах, відповідно до такого всебічного аналізу, тверде біопаливо на основі рослинної біомаси (в основному деревної) все більше витісняє викопне паливо (нафта, вугілля, газ) з ринку виробництва теплоти [10-21].

Однак необхідно звернути особливу увагу на питання ефективності та екологічної чистоти роботи систем виробництва енергії з використанням котлів на пелетному біопаливі.

Викиди, викликані неповним згорянням пелетних гранул, в основному є результатом недостатнього змішування повітря для горіння і палива в камері згоряння, загальної нестачі кисню, низької температури, короткого часу перебування палива і димових газів в камері згоряння (табл. 3) [4-9,13 -15,22, 23].

Таблиця 3. Теплові та екологічні показники горіння різних видів пелет в котлах

Види пелет	Нижча теплотворна здатність, кВт/кг	Зольність, %	t плавлення золи, °С	Азот, %	Хлор, %
Тріска	3,9	≤3	~1300-1400	≤0,3	≤0,02
Пелети солом'яні	4,18-4,68		800-900	0,3-0,8	0,03-0,05
Пелети деревні	4,7	≤2	~1300-1400	≤0,3	≤0,02
Пелети зі складом: 70% соломи 30% деревини	4,32-4,67	<5,11		0,3-0,65	0,04
Агропелети	≥4	<6,0		<1,5	<0,1
Пелетиз капустини	3,6	1,0-3,0	1100	0,4-0,9	0,14

В результаті неповного згоряння палива в пелетних котлах в атмосферу можуть потрапити такі небезпечні і отруйні компоненти: оксид вуглецю (СО), тверді частинки (РМ) і неметанові леткі органічні сполуки (НМЛОС), аміак (NH₃), поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), а також поліхлоровані дібензопарадіоксини і фурани (ПХДД/Ф).

Невеликі кількості аміаку можуть виділятися в результаті неповного згоряння усіх азотовмісних твердих палив (таблиця 3). Це відбувається при низькій температурі горіння в топці через недосконалу конструкції топки або при роботі пелетного котла на режимах, відмінних від номінального.

Відомо, що теплофізичні властивості димових газів змінюються в залежності від їх температури [11], що впливає на процес якісного спалювання пелетного палива в котлах. Крім того, спалювання різних видів біомаси мають свої особливості і без

систем очищення характеризується різними концентраціями шкідливих викидів (табл. 4).

Таблиця 4. Концентрація шкідливих викидів в атмосфері при роботі котлів без систем очищення палива [6,10-15,17-25].

Тип палива з біомаси	Викиди в атмосфері без систем очищення, кг/т палива, що спалюється				
	CO ₂	NO ₂	SO ₂	Тверді частинки (ТЧ)	Загалом
Деревні брикети, пелети	4,68	9,31	0,28	4,11	18,38
Дерево	4,9	9,4	0,3	4,3	18,9
Тирса	5,0	9,6	0,5	5,0	20,1
Деревні відходи, обрізка	5,2	9,9	0,4	5,2	20,7
Швидкозростаюча деревина	4,8	9,5	0,0	8,4	22,7
Тріска, сучки, кора	5,6	11,4	0,8	13,4	31,2
Пальне	5,20	5,20	35,30	0,30	46
Торф'яні брикети	8,04	26,81	3,00	13,02	50,87
Вугілля	9,58	63,56	9,20	65,32	147,66

Дані таблиці 4 показують, що деревне паливо (в першу чергу пелети і брикети) має більше переваг з точки зору зниження забруднення повітря в порівнянні з мазутом і особливо з вугіллям, оскільки воно має практично мінімальні значення викидів парникових газів CO₂, NO₂ і SO₂.

Наявність і концентрацію шкідливих викидів в димових газах можна знизити за рахунок різних заходів, спрямованих на поліпшення якості згоряння пелетних гранул на різних режимах роботи і зменшення кількості продуктів неповного згоряння.

Оптимізація процесу згоряння пелетного палива за рахунок створення постійно контрольованих умов (автоматична подача палива, оптимальний розподіл повітря для горіння) призводить до зниження викидів від загальної кількості зважених часток і до зміни розподілу твердих частинок в димоході.

Котли на пелетному паливі можуть мати широкий спектр викидів твердих частинок і ці викиди можна розділити на фільтруючі і конденсовані фракції. Їх пропорції в димових газах змінюються при зміні режимів і навантаження котла.

Зниження концентрації шкідливих викидів при спалюванні пелетного палива може бути досягнуто класичними методами за рахунок запобігання утворенню таких речовин (первинні заходи) або за рахунок видалення (фільтрації) забруднюючих речовин із вихлопних газів (вторинні дії).

Для твердих частинок (ТЧ) можна використовувати різні варіанти скорочення їх викидів:

-камери для збору пилу, золи і ТЧ (недолік-характеризується низькою ефективністю уловлювання та неефективно для дрібнодисперсних фракцій);

- циклонні сепаратори (недолік - мають відносно низьку ефективність уловлювання дрібних частинок (<85%);

- каскадні циклони (недолік-громіздкі, малоефективні);

- електростатичні фільтри (недолік - ефективні для котлів потужністю більше 50 МВт і не використовуються для об'єктів меншою тепловою потужністю через високу вартість і складність експлуатації).

На жаль, повністю виключити утворення суспендованих твердих частинок (ТЧ) при спалюванні твердого палива неможливо. Якщо у великих котлах за рахунок удосконалення пиловловлюючих пристроїв, циклонів, будівництва високих труб і т.п. можна знизити питому концентрацію твердих частинок, проте для пелетних котлів малої та середньої потужності здійснити це набагато складніше.

Для пелетних котлів малої (5-15 кВт) і середньої потужності (15-150 кВт) доцільно використовувати пристрої контактного типу [23,25], які дозволяють отримати при їх установці на вихлопних газоходах котлів комплексний позитивний ефект-одночасне збільшення ККД котлів на 8 -10% і зниження в кілька разів концентрацій викидів ТЧ і розчинних у воді парникових і шкідливих газів.

Таким чином, поєднання якісного спалювання пелетного палива в камері згоряння котла і установка контактної економайзера на виході з котла дозволять істотно покращити енерго-екологічні показники його експлуатації, підвищать конкурентоздатність за рахунок високого рівня екологічної чистоти і енергетичної ефективності енергоперетворення.

Це дозволить вирішити актуальну задачу ефективного переходу з органічного палива на паливо-біомасу, яка відноситься до класу відновлюваних джерел енергії. Особливо це актуально для сільськогосподарських регіонів і країн, де в достатній кількості можливо виробляти пелетне паливо.

Література

1. Использование биомассы для устойчивого местного энергоснабжения. Научно-практические аспекты // Международный семинар. –СПб., 17–18.11.2008.
2. Водогрейные котлы с кипящим и интенсивно продуваемым топливным слоем для сжигания низкосортных углей и биомассы - итоги десятилетнего опыта разработки и эксплуатации: проблемы и перспективы // Новости теплоснабжения. Научно-технический журнал, № 5 (93). - Москва, 2008. - С. 22 - 26.

3. Варламов Г.Б., Романова К.О., Дашенко О.П. Биопаливный инсинератор когенерационного типа. Патент Украины на полезную модель № 108843, 25.07.2016 г., бюл. № 14, 3 стр.
4. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://www.pelletheat.org/pfi-standards>.
5. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://lesprominform.ru/jarticles.html?id=1072>.
6. Справочник потребителя биотоплива / Под ред. В. Варес. - Таллинн, 2005. - 83 с.
7. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://marketing.rbc.ru/articles/111112/>.
8. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://teplogrand.ua/catalog/pelletnyye-pechi-kaminy/>.
9. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <http://www.woodheat.ru/china.html>.
10. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <http://thermalinfo.ru/svoystva-gazov/gazovye-smesi/teploprovodnost-dymovyh-gazov-teplofizicheskie-svoystva-produktov-sgoraniya-topliva>.
11. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://lesprominform.ru/jarticles.html?id=4912>.
12. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: https://bioenergy.in.ua/media/filer_public/4a/02/4a0236b5-a30b-4167-8c3b-7fd4bcae8926/kompleksnii_analiz_ukrayinskogo_rinku_pelet_z_biomasi.pdf
13. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://neftegaz.ru/science/Oborudovanie-uslugi-materialy/331575-vidy-topliva-dlya-tverdotoplivnykh-kotlov-i-sravnitel'naya-tablitsa-ikh-teplotvornoy-sposobnosti/>. [
14. Обзор рынка биотоплива: пеллеты. - [Электронный ресурс] URL: <http://eubp.ru/news-obzor-rynka-biotopliva-pellety-2.html>.
15. Твердое топливо и его классификация. - [Электронный ресурс] URL: <http://kotelnoe-oborudovanie.kz/solid-fuel-classification.html>
16. Расчетные характеристики топлив. <http://xn-80aaeisrudafe3a9e.xn--p1ai/calculated-characteristics-fuels>.
17. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: http://www.fao.org/food-agriculture-statistics/ru/?page=114&ipp=10&tx_dynalist_pi%5Bpar%5D=YToxOntzOjE6lkwiO3M6MjoiMzAiO30%3D.
18. Истягина Е.Б., Молоков С.Е. Технологический процесс перевода котельной на альтернативное топливо / Образовательные ресурсы и технологии • 2016'2 (14).
19. Использование биомассы для устойчивого местного энергоснабжения. Научно-практические аспекты // Международный семинар. - СПб., 17-18 ноября 2008 г.

20. Водогрейные котлы с псевдооживленным и интенсивно продуваемым слоем топлива для сжигания низкосортных углей и биомассы - итоги десятилетнего развития и опыта эксплуатации: проблемы и перспективы // Новости теплоснабжения. Научно-технический журнал, №1. 5 (93). - Москва, 2008. - С. 22 - 26.
21. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <http://www.profik.com.ua/2010/11/27/stoimost-1kvt-tepla-dlya-chastnogo-doma/>.
22. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: <https://flagma.cn/ru/pellety-so226818-1.html>.
23. G. Varlamov, K. Romanova, O. Daschenko, M. Ocheretyanko, S. Kasyanchuk. The use of contact heat generators of the new generation for heat production// Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 6/1 (84) 2016, С. 52–58.
24. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: https://pelletshome.com.ua/kotly-na-pelletah/?gclid=CjwKCAjwjuqDBhAGEiwAdX2cj_AETqCSaBfbwhZGNSXPSHNoZ4ds7JjENQmr2Fs6Nwaps7-RoCyQwl.
25. Varlamov G., Romanova K., Nazarova I., Dashchenko O., Kapustiansky A. Improvement of energy efficiency and environmental safety of thermal energy through the implementation of contact energy exchange processes / Archives of Thermodynamics, Vol. 38 (2017), №4, 2017, 127-137pp.

УДК 622.693.26:504:528.7

Чумаченко С. М., д-р техн. наук, ст. наук. співр.;

Мошенський А. О., канд. техн. наук, доц.;

Дерман В. А.

Національний університет харчових технологій, м. Київ

Пісня Л. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ПРОГРАМНО-АПАРАТНИЙ КОМПЛЕКС ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ПОРОДНОГО ВІДВАЛУ ВУГІЛЬНОЇ ШАХТИ НА БАЗІ ІНТЕРНЕТУ РЕЧЕЙ

Найважливішою складовою частиною діяльності людства, спрямованою на використання ресурсів вугільних шахт з метою забезпечення екологічної безпеки, є прогнозування і контроль стану природно-техногенної геосистеми, що здійснюється в рамках екологічного моніторингу [1, 2].

Технологічною складовою екологічного моніторингу техногенно-небезпечних об'єктів вугільних шахт, а саме породних відвалів (териконів), є визначення їх температури та вологості, викидів парникових газів в атмосферу, радіаційного фону [3].

Для проведення моніторингу породних відвалів було розроблено програмно-апаратний комплекс на базі концепції Інтернету речей, який включає в себе програмну та апаратну частину.

До програмної частини входить програмний додаток «Терикон 1.00», що розроблений в програмному середовищі Arduino IDE. Інтегроване середовище розробки Arduino це багатоплатформовий додаток на Java, що включає в себе редактор коду, компілятор і модуль передачі прошивки в плату. Середовище розробки засноване на мові програмування Processing. Строго кажучи, це C ++, доповнений деякими бібліотеками. Програми обробляються за допомогою препроцесора, а потім компілюються за допомогою AVR-GCC. Для роботи з підключеними до платформи пристроями використовуються готові бібліотеки, що дозволяють виконувати необхідні дії простими командами.

Апаратна частина реалізована на базі інтелектуального сенсорного блоку, до якого входять моніторингово-сигнальні датчики – газоаналізатори для екологічних

вимірювань об'ємної концентрації CO, CO₂, NO₂, сірководню, пилу, вологості, тиску і температури в повітрі та вимірювання радіаційного фону. На рис. 1 приведено приклад комплектації апаратної частини комплексу.



Рисунок 1 – Комплектація апаратної частини програмно-апаратного комплексу

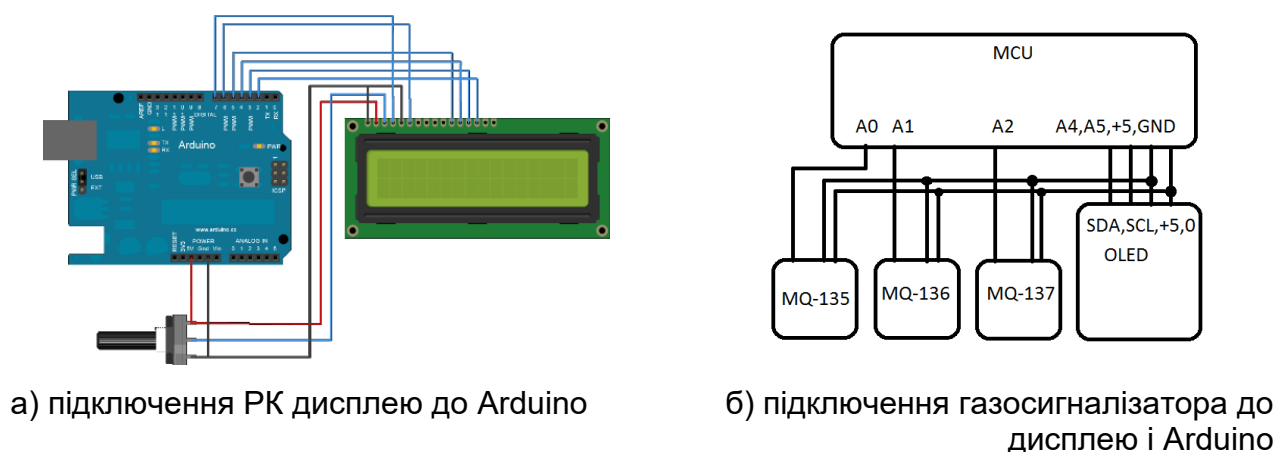


Рисунок 2 – Схема підключення датчиків і дисплею до Arduino

Інтелектуальні сенсори програмно-апаратного комплексу працюють циклічно: більшу частину часу вони «сплять», щоб економити заряд батареї, а через певні проміжки часу «прокидаються» і протягом однієї хвилини зчитують імпульси, що генеруються газосигналізаторами та трубкою Гейгера. Потім порівнюють отриманні значення із заданими пороговими значеннями для небезпечних речовин та радіаційного фону.

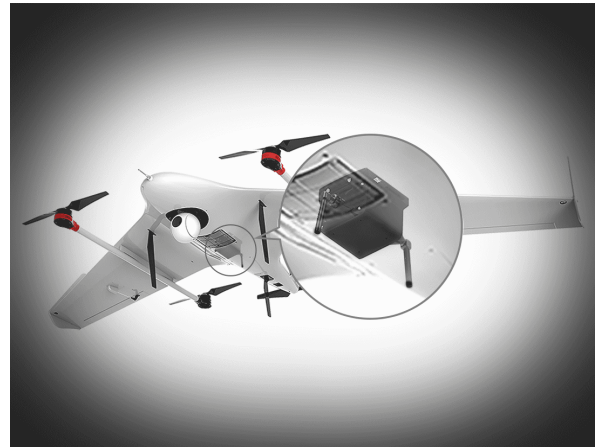
Якщо значення не перевищують поріг, вони передаються за допомогою радіоінтерфейсу через мережу ретрансляторів до шлюзу і зберігаються в базі даних в закритій мережі або в Інтернеті. Окрім значень, отриманих з газоаналізаторів і лічильника Гейгера, інтелектуальний пристрій додає також інформацію про GPS

координати (широта, довгота, висота), щоб визначити точне місце розташування джерела забруднення та забезпечити 3D візуалізацію в геоінформаційній системі з відкритим кодом QGIS (ГІС QGIS).

Платформою носія програмно-апаратного комплексу може бути безпосередньо людина оператор, або робото-технічні засоби типу БПЛА чи наземного робота-машинки.



а)



б)

Рисунок 3 – Носії для апаратної частини на базі мультикоптера (а), гібридного дрона літакового типу (б)



Рисунок 4 – Маршрут руху по породному відвалу для вимірювання показників температури його поверхні

Результати проведених експериментальних досліджень, що проводились на породному відвалі шахти Нововолинська №1 Львівсько-Волинського вугільного басейну, наведено на рис. 4.

Для перехресної оцінки вимірювань, проведених за допомогою тепловізора, було використано космознімки з теплового сенсора супутника LANDSAT.

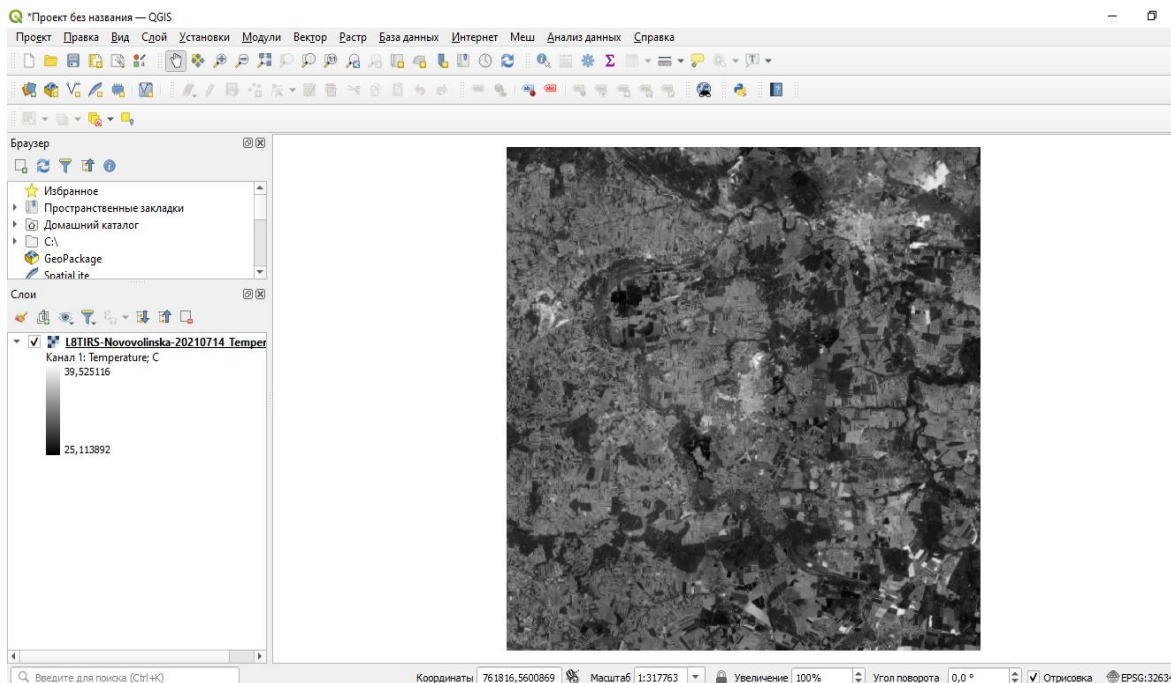


Рисунок 5 – Вимірювання температури за результатами космозйомки породного відвалу шахти Нововолинська №1 не перевищує 35 °С

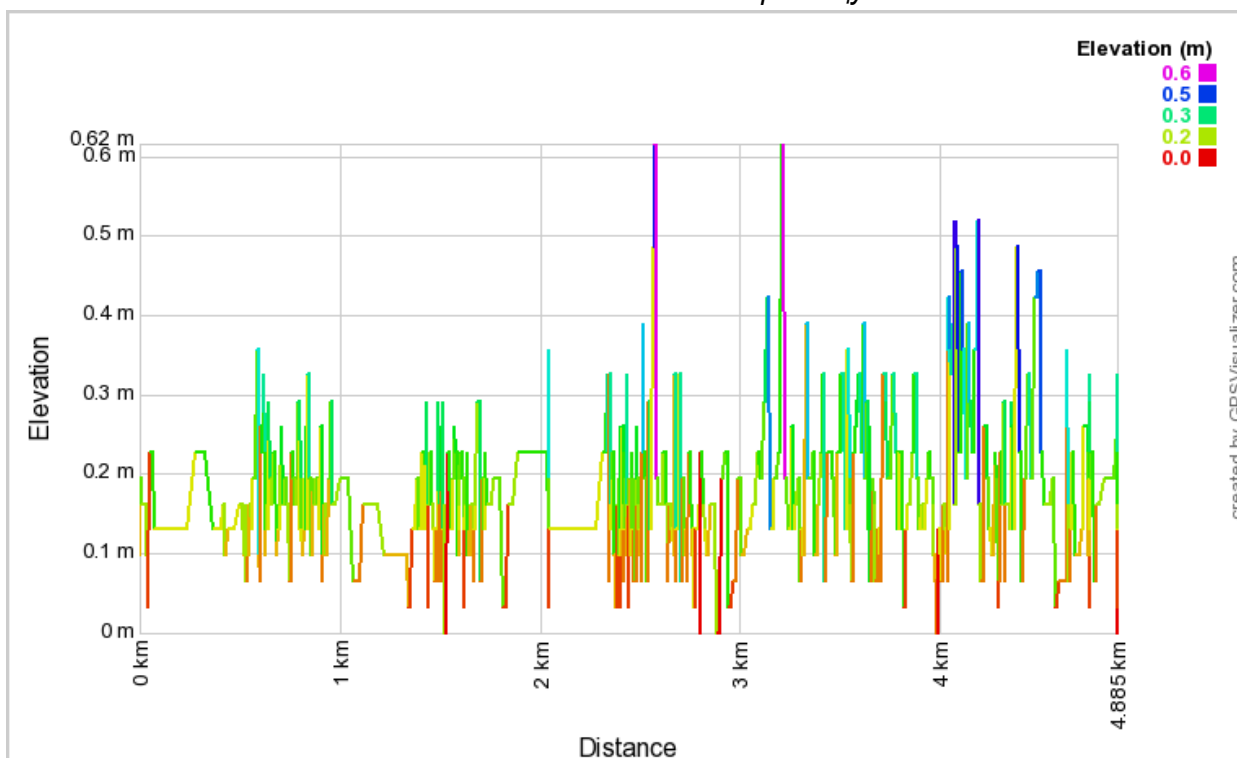


Рисунок 6. Результати візуалізації показників інтелектуального сенсору в прив'язці до треку в програмі GPSVisualizer

Розробка програмно-апаратного комплексу екологічного моніторингу породного відвалу може в подальшому застосовуватись в сфері обліку промислових відходів та допоможе вирішити наступні науково-практичні задачі:

- на місцевому, регіональному та державному рівнях сформувати інформаційну базу даних по породним відвалам вугільних шахт з метою визначення екологічних загроз і ризиків із залученням геоінформаційних систем та картографічних сервісів;

- забезпечити підтримку прийняття рішень в системі екологічного моніторингу породних відвалів вуглевидобувних підприємств.

Література

16. Y Yakovliev, S Chumachenko Ecological Threats in Donbas, Ukraine - Centre for Humanitarian Dialogue. Geneva, 2017. 60 с.

17. Довгий О.С., Коржнев М.М., Трофимчук О.М., Чумаченко С.М., Яковлев Є.О. та ін. Екологічні ризики, збитки та раціональні межі використання надр в Україні. - К.: Ніка-Центр, 2013. - 314 с.

18. Филипп Пек Оценка рисков в Донецком бассейне: закрытие шахт и породные отвалы, Подготовлено для ЮНЕП, ГРИД. – Арендал, 2009. – 171 с.

Шапарь А. Г., д-р техн. наук, чл.-корр. НАНУ

Институт проблем природопользования и экологии НАНУ, Днепр

Шматков Г. Г., д-р биол. наук, проф.

*Государственная экологическая академия после дипломного образования и
Управления Минприроды Украины, Киев*

ДНЕПР. ПРОШЛОЕ, НАСТОЯЩЕЕ, БУДУЩЕЕ

Днепр. Краткая характеристика

Возникновение Днепра, как геологической структуры, началось около 1млн лет тому назад и окончательно сформировалось около 10-12 тысяч лет назад.

В настоящее время длина реки 2021 км, в границах Украины - 981 км, водозаборная площадь составляет 290 тис км², в пределах Украины – 168,2 км², в Днепр впадает 15 380 притоков разного порядка, площадь дельты 350 км², площадь бассейна 504тис км², из них в границах Украины 291,4 тис км². Бассейн Днепра составляют 22 средних реки (Вязьма, Вопь, Березина, Друть, Сож, Припять, Тетерев, Ирпень, Десна, Трубеж, Рось, Супой, Сула, Тясмин, Псёл, Ворскла, Орель, Самара, Конка, Базавлук, Ингулец), и тысячи малых рек, питающих его.

Прошлое

Борисфен, Славутич, Днепр – всё это названия одной из величайших рек мира, на берегах которой нам выпало счастье жить. Вот как описал его Геродот за 500 лет до нашей эры – *«Борисфен из скифских рек после Истру (Дунаю) самая большая река и, по нашему мнению, самый богатый питательными продуктами не только между скифскими реками, но и между всеми вообще кроме Египетского Нила»*

К началу прошлого тысячелетия в Днепре сформировался его уникальный гидробиоценоз, который перешёл в климактерическое (устойчивое) состояние с очень развитой и разветвлённой трофической цепочкой и огромным видовым разнообразием от ценозов бактерий, простейших, низших и высших растений, до беспозвоночных и костистых рыб, земноводных и пресмыкающихся. В нём обитали такие редкие виды рыб как белуга, осётр, лосось, стерлядь и другие [1].

Этот гидробиогеоценоз обладал очень высокой продуктивностью и самоочищающейся способностью.

Великолепная природа, обилие зверей в лесах, рыбы в реке, плодородные почвы привлекали сюда кочевые племена из разных частей Европы и Азии. Многие оставались на его берегах, формируя уникальный и своеобразный этнос.

В VIII - IX веках н.э. на землях вокруг среднего течения Днепра сформировалось ядро Древнерусского государства (будущей Киевской Руси) со столицей городом Киевом и такими крупными городами, как Смоленск, Чернигов, Переяславль, Вышгород и др.

В XVI веке н.э. в излучине нижнего Днепра (район современного г. Никополя) сформировалась база украинского казачества — Запорожская Сечь, служившая буфером между степными кочевниками и земледельческими славянскими районами северо-западнее. Это послужило новому этапу развития поселений и городов на берегах Днепра.

Днепр стал важной частью знаменитого торгового пути «Из варяг в греки»: из Скандинавии через Прибалтику и Восточную Европу в Византию. Этим же путём пользовались и купцы Киевской Руси для торговли с Константинополем и со Скандинавией.

Примерно в течение VIII – XVII веков н.э. на берегах Днепра уже сложился определённый, устойчивый природно-социальный комплекс. В городах развивались различные ремёсла, торговля, в сёлах натуральное (без пестицидов, энергонасыщенной техники) сельское хозяйство (зернопроизводство, животноводство), рыболовство. Почвы практически не истощались, их бонитет был наивысшим в Европе.

В городах развивались различные ремёсла, торговля, в сёлах натуральное (без пестицидов, энергонасыщенной техники) сельское хозяйство (зернопроизводство, животноводство), рыболовство. Почвы практически не истощались, их бонитет был наивысшим в Европе.

Посмотрим на это с точки зрения эколога.

Отходы, которые производил социум того времени, не содержали тяжёлых металлов, нефтепродуктов, радионуклидов, кислот, солей, техногенной органики. Всего того, что чужеродно для естественной природной среды и не может включаться в пищевые цепи биоценоза. Отходы социума состояли, в основном из природной органики. Попадая в почву или в воду, они легко использовались консументами и редуцентами, а продукты их переработки включались в цепочку естественного круговорота веществ в природе, как в почвах, так и в водоёмах. Сложился устойчивый антропобиогеоценоз,

в которой антропогенная составляющая не наносила вреда биогеоценотической составляющей.

Но вот наступил XVIII век. Начался процесс нарастающей индустриализации, роста и развития городов. Богатейшие богатства недр на берегах Днепра, предопределили развитие горнодобывающей промышленности сначала нерудных ископаемых, а затем и минеральных руд. В 80-е годы XIX века началось развитие Криворожского железорудного месторождения, а вслед за ним, с нарастающей интенсивностью, металлургической, химической, машиностроительной промышленности. Эти предприятия требовали огромного количества воды и строились они на берегах Днепра с мощными водозаборными сооружениями. Возросло значение Днепра и как транспортной артерии, а в городах стали строиться грузовые и пассажирские порты и портовые сооружения

Всё больше воды требовали всё больше разрастающиеся города и посёлки.

Понятно, что все промышленные предприятия и города производили и огромное количество сточных вод и отходов, располагающихся на берегах Днепра и малых рек его бассейна.

Однако, Днепр, благодаря его быстрому течению и быстрому водообмену справлялся с этой нарастающей техногенной и антропогенной нагрузкой. Его способность к самоочищению казалась бесконечной. Биогеоценоз Днепра, благодаря его сложности и видовому разнообразию, множеству дублирующих трофическо-энергетических цепочек всё ещё сохранял свою продуктивность.

Днепр ещё сохранял свою самобытность. Вот как писал о Днепре выдающийся учёный-историк, академик Д.И. Яворницкий ещё в начале XX века: *“Дніпро, могутній, широкий, повноводний, багатий на рибу, Дніпро з його розкішними зеленими долинами, несходимими плавнями, повними всякого птаства, звіру та лісу”* [2].

Начало конца

В XX веке индустриализация набирает обороты, промышленность и города требует всё больше энергии, в том числе и электрической. Нужны новые, стабильные источники энергии, в первую очередь электрической.

И вот, в 20-х годах XX века руководителями советской России принимается решение о разработке плана ГОЭЛРО – государственный план электрификации России. Планировалось построить сеть гидроэлектростанций на Днепре и Волге. Первой среди них должна была стать Днепровская гидроэлектростанция в Запорожье. Этим планом предполагалось решить две главные задачи – получить дешёвую

электроэнергию и сделать Днепр судоходным на всём протяжении, затопив Днепровские пороги.

ДнепроГЭС был построен в 1927-1932 годах, по существу, вручную, с помощью кирок, тачек, лопат трудом тысяч строителей, которыми стали, в основном, крестьяне близлежащих деревень и обитатели ГУЛАГа. Во время Великой Отечественной Войны, в 1941 году, плотина была частично взорвана, но к 1950 году была восстановлена.

Одного не могли предвидеть создатели ГОЭЛРО, что это решение станет началом конца Днепра. Ведь впервые началось активное вмешательство человека в самую основу Днепра и его бассейна - в их естественную гидрологию, которая складывалась миллионы лет и обладала определённой стабильностью на протяжении уже более сотен тысяч лет.

Но, ДнепроГЭС был только началом. 50-е и 60-е годы нанесли Днепру непоправимые удары: в 1950-1956 годах строится Каховская ГЭС, в 1954-1960 – Кременчугская, в 1956-1964 -Днепродзержинская, в 1960-1964 – Киевская и, наконец, в 1963-1975 – Каневская ГЭС, которая и завершила Днепровский каскад плотин, а точнее уничтожение Днепра, как водоёма речного типа.

Создание плотин сопровождалось затоплением сотен тысяч гектаров плодородных земель, степных, иногда и лесных массивов, сотен сёл и посёлков. В результате, в водохранилищах, к естественным процессам обмена веществ добавились процессы брожения, гниения и разложения органических веществ с затопленных территорий. Это приводило к эндогенному загрязнению Днепра.

Как здесь не вспомнить нашего земляка талантливого писателя Олеса Гончара, который в своём самом знаменитом романе «Собор», вышедшем в середине 60-х годов о Каховском водохранилище: «... тренділи на весь світ – рукотворне море будуємо. Збудували – болото смердюче. Смердить на всю Україну, льотчики летять – носи затикають»[3]. Так образно писатель показал те процессы, которые происходили на акваториях затопленных земель.

В это же время на берегах Днепра создавались сотни и тысячи новых промышленных предприятий, строились водозаборные сооружения, оросительные системы и каналы для обеспечения водой новых промышленных и аграрных регионов [4].

Одновременно с этим нарастало техногенное загрязнение Днепра всем спектром промышленного, аграрного и коммунального загрязнения. Десятки тысяч

предприятий сбрасывают свои загрязнённые воды в Днепр через городские ливневые и коммунальные канализации без очистки.

Но, предприятиями руководят грамотные руководители и работают грамотные специалисты, почему же, зная, что они своими действиями - сбросом неочищенных, загрязнённых стоков, строительством несанкционированных дамб на притоках Днепра, медленно и верно уничтожают Днепр, продолжают это и в настоящее время, оставляя потомкам вместо могучего, красивого Днепра грязные озёра и болота. Это яркий пример когнитивного диссонанса, когда из двух противоположных решений выбирается наихудшее [5], [6].

Кроме того, ни один из сотен городов, расположенных на берегах Днепра и рек его бассейна не имеют очистных сооружений ливневых стоков, даже при наличии в крупных городах ливневой канализации, а качество очистки городских коммунальных стоков, из-за перегрузки очистных сооружений, в подавляющем большинстве не соответствует нормативным требованиям.

Днепр, практически перестал быть природным речным водоёмом, а превратился в рукотворный элемент техногенной социосистемы, стал приёмником всех техногенных и антропогенных загрязнённых сбросов сточных вод и стоков с загрязнённых территорий городов и сельхозугодий.

Таким образом, с 50-го по 75 год, с исторической точки зрения, практически, мгновенно, Днепр с точки зрения гидрологии, превратился в совершенно новый тип водоёма: каскад водохранилищ озёрного типа с очень медленным водообменом.

А малые и средние реки бассейна Днепра, что происходило с ними? Бассейн Днепра это единый, неразрывный комплекс средних рек, тысяч малых рек, ручьёв, родников, прибрежной зоны, водосборной площади. Веками складывались его сложнейшие сбалансированные гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режимы. И вот, в одночасье эти режимы были разрушены.

Водоохранилища создали подпор стока средних и малых рек, началось их интенсивное загрязнение, заиление, зарастание высшей водной растительностью, пересыхание. Тысячи малых рек в бассейне Днепра к настоящему времени просто перестали существовать. Они перестали выполнять роль дренажных систем для водосборной площади. Это вызвало подтопление и осолонцевание тысячи гектаров сельхозугодий, подтопление тысяч посёлков и малых городов.

С точки зрения гидробиологии всё значительно сложнее.

Стремительное изменение гидрологического и гидрохимического (интенсивное техногенное загрязнение) режимов Днепра и его бассейна привело к столь же

стремительному, разрушению исторически сложившегося продуктивного биогеоценоза.

Сотни видов флоры и фауны Днепра и малых рек, в основном первых и вторых звеньев в трофических цепочках, практически исчезли. Ведь именно они – одноклеточные простейшие и водоросли, разнообразные беспозвоночные, личинки моллюсков, насекомых, земноводных, рыб наиболее подвержены действию токсичных и загрязняющих веществ, сбрасываемых в воду. Даже, если концентрации этих веществ не превышают ПДК.

Ещё в 30-х годах прошлого столетия известный токсиколог Таусон отмечал, что для выживания и продуктивности биоценозов не столь опасно кратковременное сильное загрязнение, сколь слабое, но постоянно действующее загрязнение токсичными веществами.

Мы же за последние 60 лет имеем на Днепре и реках его бассейна постоянное, нарастающее сильное загрязнение воды опасными веществами техногенного и антропогенного происхождения.

Отсутствие интенсивного стока и слабый водообмен приводят в жаркое время года к массовому разрастанию синезелёных водорослей, так называемому «цветению воды», их массовому разложению, сопровождающимся критическим дефицитом кислорода в воде.

Кроме того, плотины перекрыли и естественные пути миграции рыб в акватории Днепра, а турбины электростанций стали местом ежегодной гибели миллиардов мальков и сеголеток многих видов рыб, проходящих через крупные ячейки заградительных сооружений.

Естественно, что рыбопродуктивность Днепра за эти годы уменьшилась в сотни раз. Днепр с каждым годом теряет своё значение, как рыбохозяйственный водоём.

До зарегулирования стока в Днепре насчитывалось более 60 видов рыб, в настоящее время насчитывается около 40 видов, рыбопродуктивность Днепра составляла более 100 тис тонн в год. Полностью исчезли такие высокопродуктивные виды, как азово-черноморский осётр, белуга, рыбец, синец и другие. Их заменили малоценные и малопродуктивные виды – бычки, тюлька и др.

Так же изменилась и кормовая база Днепра - уменьшилось видовое разнообразие и численность простейших, мелких ракообразных, червей, моллюсков.

Все эти процессы отнюдь не закончились. Они приобрели определённую направленность - в озёрном типе каскада водохранилищ Днепра стали наблюдаться

изменения в сторону заболачивания. Это наиболее ярко проявляется на малых и средних реках бассейна и в застойных зонах на Днестре.

Если не принять кардинальных мер в ближайшее время, то через несколько сотен, а может и десятков лет Днестр может превратиться в каскад сильнозаболоченных водоёмов, а реки его бассейна, практически исчезнут. Всё это приведёт к огромному дефициту воды на обширной территории Украины и, конечном итоге к процессам опустынивания, чему способствует и нарастающее глобальное потепление климата

Поверьте, я не сгущаю краски, я опираюсь на факты и тенденции.

Будущее

Столь мрачная картина состояния современного Днестра и его бассейна требует, естественно, и ответа на два извечных вопроса русской интеллигенции: «Кто виноват?» и «Что делать?».

На первый вопрос ответить легко – виноваты мы все. Наши отцы и деды, учёные и специалисты, которые не смогли сделать достоверный прогноз негативных последствий строительства плотин на Днестре, и руководители государства, принявшие столь губительные для Днестра решения, и проектировщики и руководители промышленных предприятий, проектирующие и строившие их без очистных сооружений, и архитекторы и строители городов, не предусматривающие строительство очистных сооружений ливневых стоков и достаточную мощность очистных сооружений коммунальных сточных вод, и все мы, общество, равнодушно смотрящее, на методическое уничтожение нашего национального богатства – Днестра и его бассейна [7].

На второй вопрос ответить сложнее. Безусловно, ни в ближайшем, ни в отдалённом будущем за 50 - 200 лет, мы не сможем вернуть Днестру и его бассейну исходное состояние.

Но, облегчить его участь, замедлить его гибель, а, может быть, превратить его в чистый водоём с искусственно поддерживаемым стоком, достаточным для нормального речного режима водообмена, на наш взгляд - возможно и при жизни нынешнего поколения [8].

Для этого надо разработать, принять и профинансировать Программу возрождения Днестра, состоящую из немедленных краткосрочных мер с выполнением в 2-3 года, среднесрочных мер с выполнением в 5-15 лет и, наконец, долгосрочные меры на 30-50 лет, конечным итогом которых будет ликвидация всех плотин на Днестре

и в малых реках и восстановление прежнего русла Днепра с его порогами и перекатами, что вызовет и обратную сукцессию гидробиогеоценоза.

Возражения противников этой идеи не выдерживают критики, так, финансовый SWOT- анализ позитивных и негативных аспектов зарегулирования Днепра показывает, что позитивные аспекты составляют 7,9 млрд гривен, а негативные от 24-х до 64 млрд гривен [1].

Энергетическая составляющая гидроэлектростанций всего каскада Днепра составляет менее 2-х процентов в общем энергобалансе страны, а при интенсивном развитии ветровой и солнечной энергетики большая гидроэнергетика вообще теряет смысл.

Уже в настоящее время Днепр, как транспортная артерия, потерял своё значение, не выдержав конкуренции с железнодорожным и автомобильным транспортом.

При массовом закрытии крупных энергопотребляющих предприятий, которое наблюдается в последние 10 лет, значительно снижается потребность и в электроэнергии.

Перенос портов и водозаборных сооружений на 200-500 м к берегам Днепра после восстановления его русла, это тоже не проблема. Вопрос только в финансировании.

Освободившиеся, ранее затопленные, территории за два три года превратятся в прекрасные луга, так как органические илы являются прекрасным удобрением. Об этом свидетельствуют процессы, которые наблюдались после взрывов ДнепроГЭСа в период Великой отечественной войны.

В недалёком будущем, через и 100-200 лет, когда наши более экологоориентированные потомки вернут Днепр в его настоящее, естественное русло и вновь забурлят, загремят его великолепные пороги, он вновь станет жемчужиной мирового водного бассейна.

Литература

1. Шапар А.Г., Скрипник О.О., Сметана С.М. Систематизація задач наукового забезпечення переводу території басейну Дніпро до сталого функціонування та обґрунтованих підходів до їх вирішення. Екологія і природокористування, 2012, вип. 15, ІППЕ НАНУ.
2. Яворницький Д.І. «Дніпровські пороги», мон-я, Видавництво Стрельбицького, 2017р.
3. О. Гончарю, «Собор», вид-во «Вітчизна», 1968 р.

4. Вишневський В.І. Водогосподарський комплекс у басейні Дніпра / Вишневський В.І., Сташук В.А., Сакевич А.М. – К.: «Інтерпрес ЛТД», 2011. – 188 с.
5. Саймон Г. А. Теория принятия решений в экономической теории и в науке о поведении // Вехи экономической мысли Т.2. Теория фирмы / Под ред. В. М. Гальперина — СПб.: Экономическая школа, 2000.
6. Канеман Д., Словик П., Тверски А. Принятие решений в неопределенности: Правила и предубеждения. — Харьков: Гуманитарный центр.
7. Шматков Г.Г. Быть или не быть ... Днепру? Вот в чём вопрос. Екологія і природокористування, 2012, вип. 15, ІППЕ НАНУ.
8. Жученко В. Возрождение Днепра – не миф / В. Жученко // Порты Украины. – 2010. – №4.

Юрченко А. І.,
Полозенцева В. О.,
Величко Г. М.,
Асін В. І.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків

ПРОБЛЕМИ ОЦІНКИ НАДХОДЖЕННЯ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ПЕСТИЦИДІВ З ДИFUЗНИХ ДЖЕРЕЛ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ДО ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Господарська діяльність на території водозбору є прямою або побічною загрозою несприятливої дії на водний об'єкт. Основні збитки водному об'єкту спричиняють забруднюючі речовини, які надходять з різними стічними водами [1]. В умовах високого рівня розвитку промисловості, урбанізованості території, інтенсивного ведення сільського господарства в басейнах водних об'єктів України створилась напружена екологічна ситуація через дефіцит водних ресурсів і забруднення поверхневих вод хімічними сполуками, які надходять з сільськогосподарських угідь та урбанізованих територій. Крім того, сучасне використання земельних ресурсів не відповідає вимогам раціонального природокористування. Порушено екологічно допустиме співвідношення площ ріллі, природних кормових угідь, лісових насаджень, що негативно впливає на стійкість агроландшафту.

На формування складу поверхневих вод басейну водного об'єкту чинять вплив антропогенні фактори, тобто фактори, що обумовлені господарською діяльністю людини та супроводжуються надходженням до водних об'єктів хімічних речовин з промисловими, сільськогосподарськими та комунальними стічними водами, а також з атмосферними опадами та пиловими випадіннями, що забруднені промисловими та іншими викидами. Доля сільськогосподарського виробництва в забрудненні водних об'єктів може складати до 30% [1]. А в період весняної повені і в період літніх дощових повеней основним постачальником біогенних речовин є сільськогосподарські угіддя. Їх вклад в біогенне забруднення водотоків може сягати 70 % [2].

Метою роботи є забезпечення наближення законодавства України до законодавства ЄС з питань запобігання забрудненню підземних і поверхневих вод

нітратами з сільськогосподарських джерел шляхом розроблення проекту методичних рекомендацій щодо визначення надходження забруднюючих речовин з дифузних джерел сільськогосподарського походження до водних об'єктів.

Нітратне забруднення водних джерел, їх евтрофікація та відповідні заходи на сьогодні є актуальними для суспільства. Відображенням можливості цієї проблеми є віднесення в Законі України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» від 21 грудня 2010р № 2818 – VI питання запобігання забрудненню внаслідок змиву нітратів із сільськогосподарських земель до першочергових напрямків приведення у відповідність екологічного законодавства із положеннями права ЄС. На даний час положення Директиви не враховано в національному законодавстві України.

Актуальність роботи підтверджується Наказом Мінприроди України від 15.10.2014р № 317 «Заходи передбачені Угодою про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейськими співтовариствами з атомної енергії і їхніми державами – членами, з іншої сторони, відповідальність за реалізацію яких покладена на Мінприроди». Статті 360, 363, 365, 366, додаток XXX.

Високий ступінь розораності сільгоспугідь басейну усіх річок, порівняно короткий період сніготанення, зливовий характер літніх опадів і розчленованість території яружно-балочними системами викликають значний розвиток водної ерозії, яка чинить негативний, а часто згубний вплив на ґрунти. Змив ґрунту часто перевищує ґрунтоутворення і у всіх випадках викликає зниження врожаю вирощуваних культур.

Разом з частками ґрунту змивається основна маса біогенних речовин (N, P, K) із його валового складу і складу добрив, а також основна маса пестицидів. Отже, твердий стік займає провідне місце серед всіх видів стоку.

Втрати фосфору за рахунок його виносу з сільгоспугідь теж досить значні, але суттєво поступаються втратам азоту. Натомість величина виносу фосфору в складі твердого стоку навіть перевищує величину виносу азоту за цим видом стоку. Таку особливість поведінки можна пояснити його відносно великим вмістом в ґрунті в нерозчинній формі, внаслідок чого він здатний пересуватись переважно в складі твердого стоку разом з ґрунтовими частками.

Винос поживних речовин і пестицидів різними видами стоку має два основні негативні наслідки. По-перше, втрати агрохімікатів, внаслідок їх виносу з сільгоспугідь значно зменшують коефіцієнт їх використання в сільському господарстві, що змушує власників землі витратити значні кошти на придбання і застосування агрохімікатів в підвищених дозах для одержання запланованого врожаю.

По-друге, винос значної кількості агрохімікатів негативно впливає на навколишнє середовище в цілому, зокрема на стан земельних і водних ресурсів. Винос агрохімікатів порушує баланс поживних речовин в ґрунті, приводить до зменшення його родючості і погіршення фізичних і хімічних властивостей ґрунту. Надходження агрохімікатів в річкову систему приводить до підвищення вмісту шкідливих речовин у воді, погіршення стану водної фауни і флори, евтрофікації водоймищ.

Встановлено, що залишкові кількості пестицидів, які надходять до водних об'єктів, порушують формування їх біологічного та гідрохімічного режиму. Зокрема, вплив токсичних речовин на водні екосистеми, призводить до порушення процесів життєдіяльності гідробіонтів, які входять до складу екосистеми [3].

Одним з негативних наслідків застосування мінеральних добрив є надмірне збагачення водних об'єктів поживними речовинами. Це призводить до розвитку різних форм водної рослинності, яка, відмираючи, розкладається в анаеробних умовах, що в свою чергу викликає глибокий дефіцит та загибель вищих водних організмів.

Азотні добрива, які використовуються в сільському господарстві, відрізняються високою розчинністю, а їх надлишок за рахунок рухливості нітратних форм, легко вимивається з ґрунту і зі стоком сільгоспугідь надходить до водних об'єктів. Вміст нітратів у воді нормується у зв'язку з їх негативним впливом на організм людини.

Фосфор мінеральних добрив утворює в ґрунті важкорозчинні комплекси і міцно зв'язується, в результаті чого надходження його до водних об'єктів відбувається, в основному, за рахунок ерозії ґрунтів [4]. Фосфати не токсичні для людини та тварин. Однак, у зв'язку з тим, що фосфор має найбільші евтрофуючі властивості, негативні наслідки від його надходження до водних об'єктів, навіть у невеликій кількості, доволі значимі.

Калійні добрива, які надходять до водних об'єктів, практично не впливають на хід внутрішньоводоймних процесів, але з ними виноситься багато хлоридів.

У зв'язку з тим, що поверхневий стік з водозбірної площі містить в собі хімічні речовини (пестициди та біогенні елементи), які негативно впливають на якість води водних об'єктів, дослідження щодо кількісної оцінки виносу цих речовин поверхневим стоком сільгоспугідь до водних об'єктів та заходи щодо попередження цього забруднення є дуже актуальними.

У найближчій перспективі основна частина поверхневого стоку буде формуватися на богарних землях, які займають більше 90 % загальної площі сільгоспугідь. Змив забруднюючих речовин з цих земель багато в чому буде зумовлювати стан водних об'єктів. З полів богарного землеробства можливий винос

азоту, фосфору, калію та окремих класів пестицидів, Надходження до водних об'єктів цієї категорії стічних вод характеризується значними об'ємами поверхневого стоку, його випадковим розподілом у часі і розосередженістю за площею.

До номенклатури пестицидів, які використовуються на незрошуваних землях, входять речовини практично всіх класів хімічних речовин. Слід зазначити, що більшість з них слабозчинні в воді, а тому будуть локалізуватись в місцях застосування в поверхневому шарі ґрунту.

Результати багаторічних експериментальних досліджень, виконаних лабораторією природоохоронних заходів в агропромисловому та паливно-енергетичному комплексах на різних водозборах експериментального полігону [5–7] та більшість літературних даних щодо вивчення режиму виносу біогенних речовин поверхневим стоком з незрошуваних сільгоспугідь, розташованих у різних фізико-географічних зонах показали, що:

- біогенні речовини виносяться до водних об'єктів водним та твердим стоком;
- азот вимивається водами поверхневого стоку переважно у вигляді нітратів. Винос азоту на протязі року нерівномірний і обумовлений внутрішньорічним розподілом стоку;
- фосфор водами поверхневого стоку вимивається в невеликій кількості, а його надходження до водних об'єктів пов'язано переважно з ерозією ґрунтів;
- вміст біогенних речовин у поверхневому стоці, а відповідно, і їх винос до водних об'єктів, зумовлений запасом поживних речовин у ґрунтах водозбору та застосуванням мінеральних добрив;

Із багатьох факторів, які обумовлюють винос біогенних речовин до водних об'єктів, домінуючими можна вважати: дози та терміни внесення добрив, розчинність у воді, здатність поглинатися ґрунтом та мігрувати його профілем, величина та внутрішньорічний розподіл стоку і опадів, інтенсивність ерозійних процесів, тип ґрунту.

Названі фактори мають бути враховані при розробці методичних рекомендацій щодо надходження забруднюючих речовин (біогенних елементів та пестицидів) з дифузних джерел сільськогосподарського призначення до водних об'єктів.

Розроблена методика основана на балансово-аналітичному методі, суть якого полягає в тому, що для деякого об'єму пористого середовища записується рівняння зміни балансу води і розчинених у ній речовин за визначений проміжок часу з урахуванням процесів, які протікають в об'ємі, який розглядається і в його межах. Ці рівняння легко перетворюються в лінійні рівняння першого порядку з відомими граничними умовами. При постійних або малозмінних у часі параметрах отримуємо

найбільш прості рішення цих рівнянь. Такий підхід дозволяє оцінити тенденції зміни якості поверхневого стоку в часі (за розрахунковими інтервалами) без урахування коливань усередині цих інтервалів. В основу цієї методики розрахунку покладені наступні уявлення щодо механізму вносу агрохімікатів поверхневим стоком з сільгоспугідь:

- винос пестицидів і добрив формується за рахунок сумісного впливу ерозійного і дифузного процесів під час руху води поверхнею і в міжпоровому просторі ґрунтового шару;

- ерозійний винос відбувається в результаті змиву і транспортування частинок ґрунту з сорбованими на них пестицидами;

- дифузний винос включає перехід рухомих форм агрохімікатів із ґрунтового розчину в води поверхневого стоку під впливом різниці концентрацій і транспортування розчинених речовин поверхневим стоком у водні об'єкти.

Під час формування розрахункових залежностей у верхній частині ґрунтового профілю виділено 3 зони:

- активна зона – верхній шар ґрунту, який безпосередньо контактує з водами поверхневого стоку і з якого вимиваються агрохімікати;

- контрольна зона – шар ґрунту, в межах якого оцінюється поточний вміст агрохімікатів (для біогенних речовин – орний шар, для пестицидів – глибина локалізації);

- зона промочування – шар ґрунту, в межах якого змінюється природна вологість ґрунту під час випадання опадів (або поливу).

Математичні залежності, які пропонуються для розрахунків пов'язують винос агрохімікатів з величинами атмосферних опадів, поверхневого стоку (водного і твердого), з параметрами, які характеризують початкову вологість ґрунту, його фізичні і агрохімічні властивості, з дозами, термінами і властивостями внесених препаратів, які визначають їх стабільність і міграційну здатність.

При побудові математичних залежностей прийняті наступні гіпотези і припущення:

- концентрація агрохімікатів у ґрунтовому розчині визначається вмістом хімічних препаратів у ґрунті і коефіцієнтом, який визначає здатність переходу рухомих форм агрохімікатів із ґрунту в воду, яка заповнює поровий простір;

- за час контактування вод поверхневого стоку з ґрунтом активного шару в системі ґрунт-вода встановлюється рівноважна концентрація агрохімікатів;

- за час і шляхом добігання не відбувається перерозподілу речовин, який порушує встановлену рівновагу (зокрема не враховується випаровування);
- вологість зони промочування не залежить від рівня ґрунтових вод.

Висновки

– Аналіз використання земельного фонду України свідчить про те, що 70,8 % займають сільськогосподарські землі, 78% яких займає рілля, що свідчить про масштаби формування поверхневого стоку в цілому по Україні та розподіл за регіонами.

– Застосування мінеральних і органічних добрив та пестицидів на сільгоспугіддях призводить до забруднення поверхневих вод.

– Аналіз існуючих методик визначення виносу агрохімікатів з сільгоспугідь до водних об'єктів свідчить про те, що більшість з них мають схематичний характер і пропонують використовувати узагальнені коефіцієнти, які не відображають реальних обставин на водозборі, або рекомендують проведення тривалих експериментальних досліджень.

У результаті багаторічних натурних досліджень формування поверхневих вод в умовах надходження стоку з сільгоспугідь та аналізу існуючих літературних матеріалів лабораторією природоохоронних заходів в агропромисловому та паливно-енергетичному комплексах розроблені методичні підходи щодо визначення виносу агрохімікатів в умовах богарного землеробства, складені функціональні моделі оцінки виносу агрохімікатів поверхневим водним та твердим стоком.

– Розроблені методики розрахунку виносу агрохімікатів з поверхневим стоком з сільгоспугідь, які ґрунтуються на балансово-аналітичному методі.

– Розроблені методичні рекомендації щодо визначення надходження забруднюючих речовин (агрохімікатів) з дифузних джерел сільськогосподарського походження до водних об'єктів.

Ці методичні рекомендації визначають загальні принципи, порядок підготовки вихідних даних та склад розрахунків при оцінюванні поверхневого стоку з сільськогосподарських водозборів України.

У посібнику наведені необхідні розрахункові формули і таблиці для визначення величин надходження концентрації пестицидів і біогенних речовин у поверхневому стоці з сільгоспугідь. Всі дані, необхідні для розрахунків наведені в додатках.

– Надано загальний алгоритм розрахунку та перелік необхідних вихідних даних.

Підготовлений методичний документ є одним із напрямків імплементації положень Директиви Ради 91/676/ЄК від 21 грудня 1991 р. про захист вод від забруднення, спричиненого нітратами і сільськогосподарських джерел.

Література

1. Воронкин А. С. Охрана вод от загрязнения стоком с сельскохозяйственных угодий / Проблемы охраны окружающей природной среды: Сб. научн. трудов / УкрНЦОВ, Харьков, 1996. – С. 196–207.
2. Ступин В. И. Проблема биогенного загрязнения водных объектов диффузным стоком с водосборов рек Воронежской области. – Вестник Воронежского государственного университета. Серия геология. 2003, № 1.
3. Брагинский Л. П. Гербициды и жизнь водоемов. К.: Наукова думка, 1972. – 227 с.
4. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод/ Под ред. акад. Кондратьева К. Я. и д-ра техн. наук Коплан-Дикс И. С. Л., «Наука», 1988. –204 с.
5. Бреславец А. І., Воронкін А. С., Юрченко А. І., і інші. Винос агрохімікатів з сільгоспугідь басейну Сіверського Дінця і рекомендації щодо його зниження./ Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: Зб. наук. пр./ УкрНДІЕП, Харків, 2000. – С. 185–191.
6. А. І. Юрченко, В. О. Полозенцева, В. І. Асін і інші. Оцінка забруднення пестицидами водних об'єктів в басейні р. Сіверський Донець в межах Харківської області// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. X міжнародної наук.– практ. конференції. Харків, 2014, С. 219–223.
7. Юрченко А. І. Вплив дифузних джерел забруднення на якість води поверхневих водних об'єктів / Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. XII Міжнародної науково-практичної конференції/ УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2016. – С. 231–235.

ЗМІСТ

Гриценко А. В., Васенко О. Г., Карлюк А. А., Савченко Н. В. Формування Національної Доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році.....	3
Гриценко А. В., Дмитрієва О. О., Вітько В. І., Ткачова О. В. Підвищення радіаційної безпеки нафтогазових родовищ.....	7
Адамова Г. В., Пісня Л. А. Оцінка дієвості заходів зменшення впливу експлуатації автомобільних доріг на довкілля.....	15
Аніщенко Л. Я., Пісня Л. А., Полозенцева В. О., Свердлов Б. С. Комплексна порівняльна багатофакторна оцінка пріоритетності заходів щодо підвищення екологічної безпеки поводження з високомінералізованими шахтними водами на прикладі шахтних вод ставка-накопичувача у б. Свистунова.....	21
Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С. Багатокритеріальна комплексна оцінка впливів і управління екологічною безпекою водогосподарських систем методами системного аналізу.....	26
Барбашев С. В., Назаришин В. С. Дослідження поведінки америція - 241 Чорнобильського походження у навколишньому середовищі.....	31
Борисенко О. М. Екологічна складова виробництва периклазошпінельних вогнетривів для футерування цементних обертових печей.....	37
Варламов Г. Б., Романова К. О., У Цзунянь, Мітченко І. О. Комплексні засади застосування маловитратних технологій для реабілітації енергетичних об'єктів.....	43
Варламов Г. Б., Романова К. О., Цзян Цзяньго, Глазирін С. О. Експлуатаційно-екологічні особливості та задачі систем охолодження обчислювальних комплексів.....	49
Васенко О. Г., Верниченко-Цветков Д. Ю., Ієвлева О. Ю. Деякі особливості динаміки середньорічного стоку Дунаю за останні роки.....	56

Васенко А. Г., Старко Н. В., Игнатенко М. Я. О необходимости оценки изменения экологического состояния водных объектов при проведении биологической мелиорации.....	63
Васютинська К. А., Барбашев С. В. Оцінка впливу викидів від стаціонарних джерел міст обласного підпорядкування на небезпеку атмосферного середовища регіонів.....	70
Величко Г. М., Юрченко А. І. Тенденції розвитку сільського господарства в Україні та його екологізація....	75
Вітько В. І., Хабарова Г. В. Радіаційний вплив АЕС України та Європи на кордоні.....	85
Гоков А. М. Исследования отклика среды распространения радиоволн на удаленные старты и полеты космических аппаратов.....	94
Єфімова А. В., Савцова О. В., Воронов Г. К. Сучасний стан використання кераміки для мінералізації питної води.....	102
Захарченко Ю. В., Квасов В. А., Калугін В. Д., Тютюник В. В. Особенности использования беспилотных летательных аппаратов для оценки экологической обстановки в районе надзвичайної ситуації.....	109
Коваленко Г. Д., Дудар Т. В. Щодо питання радіоекологічного стану поверхневих вод України.....	115
Левонюк С. М., Кнюпа А. С. Визначення зон міграції глибинних некондиційних вод за гідрогеохімічними показниками якісного складу питних підземних вод.....	123
Мельников А. Ю., Мартинюк Д. Т. Оцінка хімічного стану масивів поверхневих вод р. Дунай в межах України за вмістом важких металів.....	129
Михайлов С. С., Квасов В. А., Варламов Є. М., Необхідність удосконалення системи моніторингу довкілля для покращення екологічного стану регіонів України.....	132
Монин В. Л. Современное состояние водоснабжения г. Мариуполя и возможности улучшения качества питьевой воды.....	140

Пісня Л. А., Чумаченко С. М., Петрухін С. Ю., Обґрунтування узагальнених базових елементів теоретичних та практичних основ управління екологічною безпекою.....	146
Рашкевич Н. В., Цитлішвілі К. О., Дослідження динаміки поверхневого забруднення водного середовища.....	152
Савцова О. В., Воронов Г. К., Каліновська А. В., Свіщов Д. О. Радіопоглинаючі склокерамічні матеріали для захисту від електромагнітного випромінювання.....	157
Савцова О. В., Покроєва Я. О., Молчанова К. І. Розробка заходів знезараження місць громадського користування в умовах поширення пандемії із застосуванням керамічних плиток.....	163
Сєрікова О. М., Стрельнікова О. О., Пісня Л. А. Підвищення рівня екологічної безпеки систем зберігання нафти,.....	170
Сєрікова О. М., Стрельнікова О. О., Пісня Л. А. Підвищення сейсмічної небезпеки у водонасичених ґрунтах.....	173
Сікідіна Т. М., Забара І. І. Вплив зворотних стічних вод з очисних споруд м. Суми на стан річки Псел...	176
Старко Н. В. Оценка линейного роста дрейссены (<i>dreissena polimorpha</i>) в водоеме- охладителе Змиевской ТЭС с позиций ее воздействия на функционирование электростанции.....	183
Старко Н. В. О целесообразности использования морфометрических показателей рыб для биомониторинга экологического состояния массивов поверхностных вод.....	188
Таргонський А. О., Пісня Л. А., Хабарова Г. В., Гончаренко І. О. Підвищення екологічної безпеки експлуатації звалищ та полігонів твердих побутових відходів при прийнятті управлінських рішень.....	196
Уберман В. І. Принципи та тенденції українського регулювання скидання забруднювальних речовин.....	202

Чжан Вейцзе, Варламов Г. Б., Романова К. О. Загальні особливості і актуальність застосування пелетних котлів для систем теплозабезпечення.....	210
Чумаченко С. М., Мошенський А. О., Дерман В. А., Пісня Л. А. Програмно-апаратний комплекс екологічного моніторингу породного відвалу вугільної шахти на базі інтернету речей.....	218
Шапарь А. Г., Шматков Г. Г. Днепр. Прошлое, настоящее, будущее.....	223
Юрченко А. І., Полозенцева В. О., Величко Г. М., Асін В. І. Проблеми оцінки надходження біогенних елементів та пестицидів з дифузних джерел сільськогосподарського призначення до водних об'єктів...	232
ЗМІСТ	239