**ДЕРЖАВНА УСТАНОВА**
**«ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО**
**СЕРЕДОВИЩА НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ НАУК УКРАЇНИ»**

# ГЕОХІМІЯ ТЕХНОГЕНЕЗУ

**випуск 5 (33)**

**ПРИСВЯЧЕНО 25-РІЧЧЮ**

**ДУ «ІГНС НАН УКРАЇНИ»**

# GEOCHEMISTRY OF TECHNOGENESIS

**Issue 5 (33)**

**DEDICATED TO THE 25TH ANNIVERSARY OF**

**SI "IEG NAS OF UKRAINE"**

**Київ 2021**

УДК [550.42:621.039](066) https://doi.org/10.15407/geotech2021.33

© Геохімія техногенезу. Київ, 2021. **5(33)**, с. 107

**ISSN (print)** 2664-3936
**ISSN (online)** 2664-3944

## Редакційна колегія

**Головний редактор** *ДОЛІН В.В. д-р геол. наук*
**Заступники головного редактора:**
*Михальченко І. І. д-р геол. наук*
*Ольховик Ю. О. д-р. техн. наук*
**Члени редколегії:**
*Дж. Т. Морріс заслужений професор, д-р філос. (біол. н.) (США)*
*Вілкомірскі Б.А. д-р біол. наук (Польща)*
*Забулонов Ю. Л. чл.-кор. НАНУ, д-р техн. наук*
*Венгер Є.Ф.чл.-кор. НАНУ, д-р фіз-мат. наук*
*Верховцев В. Г. д-р геол. наук*
*Шабалін Б. Г. д-р геол. наук*
*Шевченко О. Л. д-р геол. наук*
*Покалюк В.В. д-р геол. наук*
*Пушкарьов О.В. д-р геол. наук*
*Родіонов В.Є.д-р техн. наук*
*Саєнко С.Ю. д-р техн. наук*
*Литвиненко В.В. д-р техн. наук*
*Чумаченко С. М. д-р техн. наук*
*Яцишин А. В. д-р техн. наук*
*Попов О. О. д-р техн. наук*
*Кручинін С.П. д-р фіз-мат. наук*
*Бондар Ю. В. к.геол.-мін. н*
*Севрук І.М. к.геол.н*

**Відповідальний редактор:**
*Севрук І.М*

**Наукові редактори:** *Долін В. В., Забулонов Ю. Л.*

## EditorialBoard

**Editor-in-Chif** *V. DOLIN D. Sc. (Geol.)*
**Deputies Editor-in-Chif:**
*Yu. Ol'hovik D. Sc. (Tech.)*
*I. Mykhalchenko D. Sc. (Geol.)*
**Members of editorial board**:
*James T. Morris Distinguished Research Professor Ph. D. (Biol), USA*
*B. B. Wiłkomirski Prof. full science, Poland*
*Yu. Zabulonov. Cor. Member NASU, D. Sc. (Tech.)*
*Ye. Venher Cor. Member NASU, D. Sc. (Phys.-Mat.)*
*V.Verkhovtsev D. Sc. (Geol.)*
*B. Shabalin D. Sc. (Geol.)*
*O. Shevchenko D. Sc. (Geol.)*
*V. Pokaliuk D. Sc. (Geol.)*
*O. Pushkarev D. Sc. (Geol.)*
*V. Rodionov D. Sc. (Tech.)*
*S. Saienko D. Sc. (Tech.)*
*V. Lytvynenko D. Sc. (Tech.)*
*S. Chumachenko D. Sc. (Tech.)*
*A. Iatsyshyn D. Sc. (Tech.)*
*O. Popov D. Sc. (Tech.)*
*S. Kruchynin D. Sc. ( Phys.-Mat.)*
*Yu. Bondar Ph. D. (Geol.-Min.)*
*I. Sevruk Ph. D. (Geol)*

**Responsible editor:**
*Sevruk I.M.*

**Scientific editors:** *V. Dolin, Yu. Zabulonov*

**Адреса редакції**
Україна, МСП 03680, м. Київ-142, пр. Палладіна 34-А
(38-044) 423-81-35
e-mail: IGNS_Rudenko@nas.gov.ua

**Editorship Addresses**
Ukraine, MCP 03680, Kyiv-142, Palladin av. 34-A
(38-044) 423-81-35
e-mail: IGNS_Rudenko@nas.gov.ua

**znp.igns.gov.ua**

Редакційна підготовка до друку *Сорокотяга О.І.*
Редактор-перекладач англійського тексту *Міцюк Н.Б.*
Комп'ютерна верстка *Севрук І.М.*
Дизайн обкладинки *Чарна М.*

Editorial preparation to printing *O. Sorokotiaha*
Editor-translator of English text *N. Mitsiuk*
Computer make-up of *I. Sevruk*
Cover design *M. Charna*

Збірник засновано у вересні 2000 року. Виходить 1-2 рази на рік.

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації серія КВ №23941-13781 ПР від 26. 04. 2019 р
Збірник представлений в розділі наукової періодики на сайті Національної бібліотеки ім. В.І. Вернадського як фахове видання в галузі геологічних і технічних наук

Друкується за постановою Вченої Ради ДУ «ІГНС НАН України»

# З М І С Т

**Забулонов Ю.Л., Долін В.В., Шраменко І.Ф.** 5

НАУКОВО-ОРГАНІЗАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ ДЕРЖАВНОЇ УСТАНОВИ «ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НАН УКРАЇНИ» У 1996–2021 РР.

***ГЕОЛОГІЧНІ НАУКИ***

**Васютинська К.А., Барбашев С.В.** 34

ОЦІНКА ВПЛИВУ ФАКТОРІВ УРБАНІЗАЦІЇ НА НЕБЕЗПЕКУ АКТИВІЗАЦІЇ КАРСТОВИХ ПРОЦЕСІВ У РЕГІОНАХ УКРАЇНИ

**Фомін Ю.О., Деміхов Ю.М., Верховцев В.Г., Борисова Н.М.** 42

РУХЛИВІСТЬ УРАНУ ТА ЕЛЕМЕНТІВ-СУПУТНИКІВ У КОРІ ВИВІТРЮВАННЯ УРАНОВОРУДНИХ АЛЬБІТИТІВ

**Федоренко Ю.Г., Розко А.М., Ольховик Ю.О.** 50

ВПЛИВ РЕЦЕПТУРИ НА МЕЖУ МІЦНОСТІ ГЕОПОЛІМЕРНИХ КОМПАУНДІВ ПРИ ЦЕМЕНТУВАННІ РІДКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

**Орлов О.О.** 55

МОХОПОДІБНІ (BRYOBIONTA) ЯК ТЕСТ-ОБ’ЄКТИ БРІОГЕОХІМІЧНОЇ ІНДИКАЦІЇ АТМОСФЕРНИХ ВИПАДАНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ ЄВРОПИ. АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД

***ТЕХНІЧНІ НАУКИ***

**Забулонов Ю.Л., Чарний Д.В., Одукалець Л.А., Ярощук Д.А., Пугач О.В., Архипенко О.М., Чернова Н.М.** 71

ВИЗНАЧЕННЯ НЕОБХІДНИХ УМОВ ДЛЯ ЕФЕКТИВНОГО ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ З ПІДВИЩЕНИМ ВМІСТОМ ХЛОРОФОРМУ ЗА ДОПОМОГОЮ ОБРОБКИ ПЛАЗМОЮ В АЕРОЗОЛІ

**Мацелюк Є.М., Чарний Д.В., Коваленко О.В., Онанко Ю.А., Марисик С.В.,** 77

ВПЛИВ ХЕМОЛІТОТРОФНОЇ МІКРОБІОТИ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ АНТИКОРОЗІЙНОЇ ОБРОБКИ СТАЛЕВИХ ТРУБОПРОВОДІВ ОРТО-ПОЛІФОСФАТНИМИ РЕАГЕНТАМИ НА ПРИКЛАДІ ЗАСТОСУВАННЯ «SEA QUEST LIQUID»

**Бондар Ю.В., Кузенко С.В.** 86

ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ЦЕЗІЮ З ВИСОКОСОЛЬОВИХ РОЗЧИНІВ ПРИРОДНИМ КЛИНОПТИЛОЛІТОМ І КОМПОЗИТНИМ СОРБЕНТОМ НА ЙОГО ОСНОВІ

**Забулонов Ю.Л., Пугач О.В., Кисельов Ю.В., Одукалець Л.А., Буртняк В.М.** 94

ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОЙМ, ЗАБРУДНЕНИХ НАФТОПРОДУКТАМИ, ЗА ДОПОМОГОЮ СОРБЕНТУ РОЗШИРЕНОГО ГРАФІТУ

**Рудичев Є.В., Ольховик Ю.О.** 100

РАДІАЦІЙНО-ЗАХИСНІ ВЛАСТИВОСТІ УПАКОВКИ ДЛЯ КОНДИЦІЮВАННЯ СОЛЬОВОГО ПЛАВУ АЕС УКРАЇНИ

**ІНФОРМАЦІЯ ДЛЯ АВТОРІВ** 105

# CONTENTS

**Yu. Zabulonov, V. Dolin, I. Shramenko** 5

SCIENTIFIC AND ORGANIZATIONAL ACTIVITY OF THE STATE INSTITUTION "INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY OF THE NAS OF UKRAINE" IN 1996–2021.

***GEOLOGICAL SCIENCES***

**K. Vasiutinska, S. Barbashev** 34

THE IMPACT ASSESSMENT OF THE URBANIZATION FACTORS ON THE KARST PROCESS ACTIVATION HAZARD IN THE REGIONS OF UKRAINE

**Yu. Fomin, Yu. Demikhov, V. Verkhovtsev, N. Borisova** 42

MOBILITY OF URANIUM AND SATELLITE ELEMENTS IN URANUS ORBIT ALBITITES

**Yu. Fedorenko, A. Rozko, Yu. Olhovyk** 50

INFLUENCE OF THE RECIPES ON THE STRENGTH OF STRENGTH OF GEOPOLYMER COMPOUNDS WHEN CEMENTING LRW

**O. Orlov** 55

BRYOPHYTA AS TEST-OBJECTS OF BRYOGEOCHEMICAL INDICATION OF ATMOSPHERIC FALLOUTS OF HEAVY MET-ALS AND RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENT OF EUROPE. ANALYTICAL REVIEW

***TECHNICAL SCIENCES***

**Y. Zabulonov, D. Charny, L. Odukalec, D. Yaroshchuk, A. Puhach, O. Arkhypenko, N. Chernova** 71

DETERMINATION OF NECESSARY CONDITIONS FOR EFFICIENT PURIFICATION OF DRINKING WATER WITH HIGH CHLOROFORM CONTENT BY PLASMA TREATMENT IN AEROSOL

**E. Matselyuk, D. Charny, O. Kovalenko, Yu. Onanko, S. Marisik** 77

INFLUENCE OF HEMOLITOTROPHIC MICROBIOTA ON THE EFFICIENCY OF ANTICORROSIVE TREATMENT OF STEEL PIPELINES WITH ORTHO-POLYPHOSPHATE REAGENTS ON THE EXAMPLE OF “SEA QUEST LIQUID”

**Yu. Bondar, S. Kuzenko** 86

REMOVAL OF CESIUM IONS BY NATURAL CLINOPTILOLITE AND COMPOSITE ADSORBENT FROM HIGH-SALT SO-LUTIONS

**Yu. Zabulonov, O. Puhach, Yu. Kiseliov, L. Odukalec, V. Burtniak** 94

RESTORATION OF WATER CONTINUED WITH PETROLEUM PRODUCTS WITH THE HELP OF EXTENDED GRAPHITE SORBENT

**Y. Rudychev, Yu. Olkhovyk** 100

RADIATION AND PROTECTIVE PROPERTIES OF CONTAINERS FOR NPPS’ SALT MELT CONDITIONING IN UKRAINE

**INFORMATION FOR AUTHORS** 105

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.005
УДК 504:550.42:628:001.89

**Забулонов Ю.Л., Долін В.В., Шраменко І.Ф.**

**Забулонов Ю.Л.,** д.т.н., чл.-кор. НАН України, проф., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua
**Долін В.В.,** д.г.н., проф., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», vdolin@ukr.net, ORCID: 0000-0001 -6174-2962
**Шраменко І. Ф.,** провідний науковий співробітник, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0001-7746-2332, shramenko_ivan@ukr.net

# НАУКОВО-ОРГАНІЗАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ ДЕРЖАВНОЇ УСТАНОВИ «ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НАН УКРАЇНИ» У 1996–2021 РР.

*За результатами державної атестації напередодні 25-річчя з дня заснування Державну установу «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» віднесено до наукових установ-лідерів, що мають високий рівень отриманих результатів діяльності, визнання в Україні і світі, демонструють високий науковий потенціал та ефективно його використовують для подальшого розвитку, інтегровані у світовий науковий простір та Європейський дослідницький простір з урахуванням національних інтересів. Основними напрямками наукових досліджень Інституту є фундаментальні проблеми комплексного розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики; геохімія навколишнього середовища, радіогеохімія, радіоекологія; фізико-хімічні, технічні та геологічні проблеми поводження з радіоактивними і токсичними відходами; цивільний захист, комплексний моніторинг і науково-технологічні основи радіаційної та техногенно-екологічної безпеки. В Інституті створено та розвиваються наукові школи: урановорудна, металогенічна, біогеохімічна, геохімії навколишнього середовища, космічної мінералогії, техногенно-екологічної безпеки потенційно небезпечних об'єктів, ядерно-фізичних технологій та систем. В Інституті здійснюється підготовка молодих перспективних наукових кадрів, які демонструють досягнення у роботі, успішно захищають дисертації, отримують премії і стипендії від Президента та Верховної ради України для молодих вчених. Результати наукових досліджень є практико-орієнтованими та постійно впроваджуються на підприємствах та організаціях. Проаналізовано та узагальнено основні показники діяльності Інституту за 1996–2021 рр.*

***Ключові слова:*** *ядерна енергетика, мінеральні ресурси, екологічна безпека, ядерно-паливний цикл, поводження з радіоактивними і токсич-ними відходами, комплексний екологічний моніторинг, запобігання надзвичайним ситуаціям, програмно-моделюючі ком-плекси.*

**Вступ**. Уся діяльність Людства пов'язана з концентруванням одних та розсіюванням інших хімічних елементів. Головні потоки техногенних речовин виникають унаслідок господарської діяльності людини. Відторгнення природних угідь веде до формування нових агробіогеоценозів, вигляд ландшафтів змінюється під впливом гірничої та металургійної промисловості. Розвиток промисловості призводить до зростання енергоспоживання та необхідності нарощування енергетичних потужностей, вимагає нових, все більш потужних джерел енергії.

Найактуальніші сучасні проблеми цивілізації – це енергія і відходи. У широкому сенсі відходи – це все, що утворюється внаслідок нашої діяльності з виробництва енергії та її використання. У результаті планета стала перед загрозою екологічної кризи внаслідок забруднення біосфери викидами продуктів згорання природного газу, нафти, кам'яного і бурого вугілля, горючих сланців. АЕС, ТЕЦ та інші способи отримання енергії є генераторами теплового забруднення планети.

Людство усвідомило важливість екологічних проблем, коли масштаби й інтенсивність матеріальної діяльності людей стали такими, що природне середовище планети перестало бути загальним поглиначем відходів виробництва, транспорту, побуту і практично невичерпним джерелом сировини й енергії, та коли виникли ознаки незворотних процесів у біосфері Землі. Екосистеми, що формувалися мільйони років, зазнають істотних змін, стають нестійкими по відношенню до зовнішнього впливу на глобальному рівні.

Відношення людини до природи і взаємостосунки людини з природою стали своєрідним вузлом різних аспектів економічного, культурного і суспільного життя людини. Відбувається переоцінка всіх цінностей, і ми, нарешті, зуміли усвідомити, що для людини немає привілейованого місця в Природі і Космосі, що на Землі може існувати тільки те суспільство, яке живе або в органічній єдності з навколишнім природним середовищем, або в побудованій ним «ноосфері» – сфері розуму, за В.І. Вернадським.

Багатогранність екологічних проблем, необхідність комплексного підходу до їх вирішення зумовила створення в системі Академії наук України Інституту геохімії навколишнього середовища шляхом об'єднання Відділення металогенії та Відділення ра-

діогеохімії навколишнього середовища в єдиний Державний науковий центр радіогеохімії навколишнього середовища у 1996 р., з подальшою трансформацією його в Інститут (2001 р.) Тематика створених наукових підрозділів Інституту, що орієнтована на захист і екологічну безпеку навколишнього середовища, виявилася актуальною в сучасній Україні.

Історія становлення і розвитку Інституту значною мірою відображає економічну і екологічну ситуацію в Україні як частини пострадянського простору. Різке зменшення фінансування наукових установ АН України зумовило залежність їх фінансового стану від актуальності практичних і наукових розробок, створених колективами науковців цих інститутів.

З часу аварії на ЧАЕС (1986 р.) серед екологічних проблем в Україні домінували дослідження з ліквідації наслідків радіоактивного забруднення значних її територій, переважно сільськогосподарського призначення, які використовувалися місцевим населенням для виробництва продуктів харчування. Важливим напрямом досліджень цього періоду стали проблеми поводження з радіоактивними відходами в зоні відчуження ЧАЕС, необхідність обґрунтовування вибору майданчика для спорудження геологічного сховища радіоактивних відходів, дослідження захисних властивостей природних і техногенних бар'єрів на шляху міграції радіонуклідів при їх захороненні. Крім цього, в Україні залишилася спадщина минулих років у вигляді відходів гірничодобувної, переробної та металургійної промисловості, накопичених у відвалах, хвостосховищах, зазвичай недостатньо ізольованих від навколишнього середовища. Радіоактивні та токсичні сполуки, що містяться в них, здійснюють істотний вплив на екологічний стан довкілля, що також стало необхідним предметом дослідження.

На фоні вирішення прикладних задач екологічної безпеки одержали розвиток і фундаментальні знання в галузі геохімії техногенезу, фракціонування ізотопів у живій та неживій речовині, встановлювалися закономірності формоутворення хімічних елементів у біосфері, розвивалися нові методи експериментального дослідження й аналізу речовини, фізико-хімічного моделювання.

Для України атомна енергетика є стратегічно важливим елементом енергозабезпечення: сьогоднішній і прогнозований на найближче майбутнє її внесок складає близько 50 %. Успішне функціонування атомної енергетики є також необхідною умовою забезпечення Національної безпеки країни.

Після входження Інституту до новоствореного Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України до раніше затверджених наукових напрямів досліджень Інституту додалися такі, як науково-технологічні основи радіаційної та екологічної безпеки, проблеми розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики, зокрема наукове обґрунтування шляхів розширення і удосконалення її за рахунок нових типів уранових і торієвих руд, таких як калій-уранові формації і торій-рідкісноземельні прояви у гнейсово-гранулітових зонах, багатих уранових руд в структурах типу «неузгодження» в межах Українського щита і на його схилах.

Вельми актуальними науковими, практичними і перспективними задачами і проблемами є дослідження локалізації, запасів і стану мінеральних ресурсів, перспектив їх розширення, нарощування і використання для потреб ядерної енергетики. Для вирішення екологічних проблем на АЕС проводиться класифікація найголовніших галузей використання мінеральної сировини.

Інститут бере активну участь у дослідженнях з екологічного моніторингу підприємств ядерно-паливного комплексу України, насамперед усіх енергоблоків АЕС, гідроакумулюючих станцій (Ташлицька, Дністровська) та підприємств урановидобувної промисловості з метою контролю та запобігання виникненню надзвичайних ситуацій.

Аналіз світового досвіду, виконаний в рамках МАГАТЕ, показує, що безпечне поводження з радіоактивними відходами (РАВ) і відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) входить у трійку головних проблем сучасної ядерної енергетики, поряд з її економічними показниками та безпекою. Довгострокові перспективи розвитку ядерної енергетики гальмуються здебільшого невирішеними проблемами поводження з РАВ і ВЯП, зокрема проблемами їх ізоляції. Ця проблема гостро стоїть і перед Україною.

Тому найважливішою складовою наукової діяльності Інституту є фундаментальні і прикладні дослідження, спрямовані на вирішення актуальних проблем та перспектив розвитку сфери поводження з РАВ і ВЯП в Україні, що забезпечує підвищення рівня наці-ональної безпеки держави і сприяє економічно ефек-тивному розвитку ядерної енергетики. Серед них слід виділити розробку довгострокової Загальнодержав-ної екологічної програми поводження з радіоактив-ними відходами, Інтегрованої програми поводження з радіоактивними відходами на етапі припинення екс-плуатації Чорнобильської АЕС і перетворення об'єкту «Укриття» на екологічно безпечну систему, Націона-льної стратегії і концепції Державної програми пово-дження з радіоактивними відходами в Україні, вклю-чаючи стратегію поводження з радіоактивними відхо-дами НАЕК «Енергоатом», а також створення право-вих актів і нормативно-технічних документів стосовно ізоляції РАВ у геологічних сховищах.

Головними результатами виконання цих завдань стане: підвищення безпеки, рівня захисту нинішніх та майбутніх поколінь, навколишнього природного середовища від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання радіоактивних відходів; удосконалення системи поводження з РАВ; зниження соціально-психологічної напруги, пов'язаної з ліквідацією наслідків аварії на ЧАЕС; недопущення актів тероризму, а також забезпечення сприятливих умов для продовження використання ядерної енергії для виробництва електроенергії з метою підвищення рівня життя населення України.

У працях співробітників Інституту набули подальшого розвитку геолого-геохімічні та фізико-хімічні основи безпечної ізоляції РАВ і ВЯП у стабільних блоках докембрійського фундаменту з метою вибору місць спорудження геологічного сховища, розвинуто основні наукові положення нового наукового напряму

радіаційної і техногенно-екологічної безпеки поводження з РАВ – довгострокової надійної ізоляції РАВ шляхом створення нового типу екологічно безпечних матричних матеріалів на основі штучних мінералів.

Щорічні економічні збитки від забруднення навколишнього середовища відходами виробництва і життєдіяльності людини оцінюються на рівні 10 % внутрішнього валового продукту. Тому забезпечення ефективнішого використання потенціалу відходів усіх типів, зменшення об'єму використання первинних (не-відновлюваних) ресурсів країни при збереженні необ-хідних об'ємів кінцевої промислової продукції є пріо-ритетним напрямом у галузі геохімії техногенезу. Ус-пішні роботи за цим напрямом дозволять знизити тех-ногенне навантаження і зменшити негативний вплив відходів на навколишнє середовище, передусім на стадії видобутку первинної мінеральної сировини.

Широкий комплекс таких наукових напрямів, як: геохімія флористичних і фауністичних комплексів, геохімія природних сполук, геохімія органічних сполук техногенного походження і нафтопродуктів, геохімія природних і техногенних ізотопів, екологічна безпека техногенезу, представляє розширений підхід до біогеохімічних дослідження, які сьогодні вже не вписуються в рамки вивчення впливу живої речовини на хімічний склад земної кори. Розвиток нового наукового напряму – біогеохімія ноосфери – спрямований на дослідження взаємного впливу живої і неживої ре-човини на формування не лише хімічного, а й ценоти-чного складу біосфери. Стратегічним завданням цього напряму є визначення переходу кількісних характе-ристик в якісні, тобто відображення змін хімічного складу геохімічного середовища на ценотичному складі біогеоценозу, зокрема зони гіпергенезу і прита-манних їй організмів унаслідок розвитку техногензу.

Глобальне завдання сучасності – це визначення меж ємності біосфери до побічних продуктів техногенної діяльності, її здатності до самоочищення з урахуванням синергетичних ефектів. В майбутньому саме це визначатиме можливість існування людства на Зе-млі.

Останнім часом в Інституті розробляється новий напрям ядерної хімії, заснований на вивченні фундаментальних властивостей ядер ізотопів різної парності, що зумовлюють особливості їх поведінки в живих і неживих системах природи. Цей напрям стає актуальним для вирішення проблем ядерно-паливного комплексу у зв'язку з щорічним збільшенням тритієвих і радіовуглецевих викидів, спричинених антропогенною діяльністю. Для медико-біологічних проблем подібні дослідження можуть дати нові знання про механізми метаболічних перетворень, що протікають в живих організмах. У галузі радіології внутрішньомолекулярні природні ізотопні співвідношення деяких біогенних елементів можуть служити джерелами інформації про фізіологічний стан організму, що має перспективи використання в діагностичних цілях.

Серед новітніх наукових напрямів діяльності Інституту – розроблення інноваційних ядерно-фізичних технологій та приладів дистанційного контролю радіаційного стану компонентів навколишнього природного середовища та лабораторних вимірювань, медичного обладнання, зокрема лічильників випромінювання людини.

У цій статті коротко наведено результати 25-річних досліджень декількох поколінь наукових та інженерно-технічних працівників. Старші покоління передавали свої знання з фундаментальних наук і свій практичний досвід наукової роботи, накопичений протягом багатьох років. Сучасне покоління поповнює його розробкою нової тематики, створенням нових методичних підходів, заснованих на використанні надчутливої вимірювальної техніки. Усе це разом узяте створює, образно кажучи, сучасний портфель наукових розробок Інституту геохімії навколишнього середовища НАН України, реалізація яких дозволить отримати нові фундаментальні знання та рішення прикладних задач у галузі геохімії навколишнього середовища, радіогеохімії та космохімії, розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики, екологічної та радіаційної безпеки держави.

**Історичний нарис**

Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» (ДУ «ІГНС НАН України») є доволі молодою науковою установою, але її коріння простежується до Інституту геологічних наук – родоначальника наукових установ геологічного профілю в Україні (рис. 1). Саме на базі Сектору геохімії, мінералогії, петрографії та корисних копалин і Сектору металогенії цієї установи 9 січня 1969 р. за ініціативи академіка АН УРСР М.П. Семененка було створено Інститут геохімії та фізики мінералів (ІГФМ), який у 1993 р. було перейменовано в Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення (ІГМР) Академії наук України.

У 1996 р. на базі структурних підрозділів ІГМР НАН України було створено Державний науковий центр радіогеохімії навколишнього середовища. Ініціатором заснування Центру виступив академік НАН України Е.В. Соботович, а реальним втіленням у життя цієї ініціативи займалися керівники Відділення радіогеохімії навколишнього середовища (ВРНС) та Відділення металогенії (ВМ) ІГМР НАН України акад. НАН України Е.В. Соботович та д. г.-м. н. В.Б. Коваль. Інститут розміщується в корпусі, побудованому за ініціативи акад. Я.М. Белєвцева (1976 р.), який розташовано за адресою: Київ-142, пр. Палладіна, 34 а (рис. 2).

Хронологія створення Інституту (Центру) така.

29 вересня 1995 р. Комісія НАН України з питань реформування Академії прийняла протокольне рішення про ліквідацію відділень при Інститутах НАН України (відповідну постанову з цього питання за № 264 було прийнято Президією НАН України 18.10.95 р.). На виконання цього рішення Бюро відді-лення наук про Землю (протокол №6, §37 від 10 жовт-ня 1995 р.) постановило: Відділенню радіогеохімії навколишнього середовища ІГМР НАН України провести відповідну роботу щодо надання йому статусу подвійного підпорядкування НАН та Мінчорнобиля України; відділи Відділення металогенії ІГМР НАН України ввести до складу Центру.

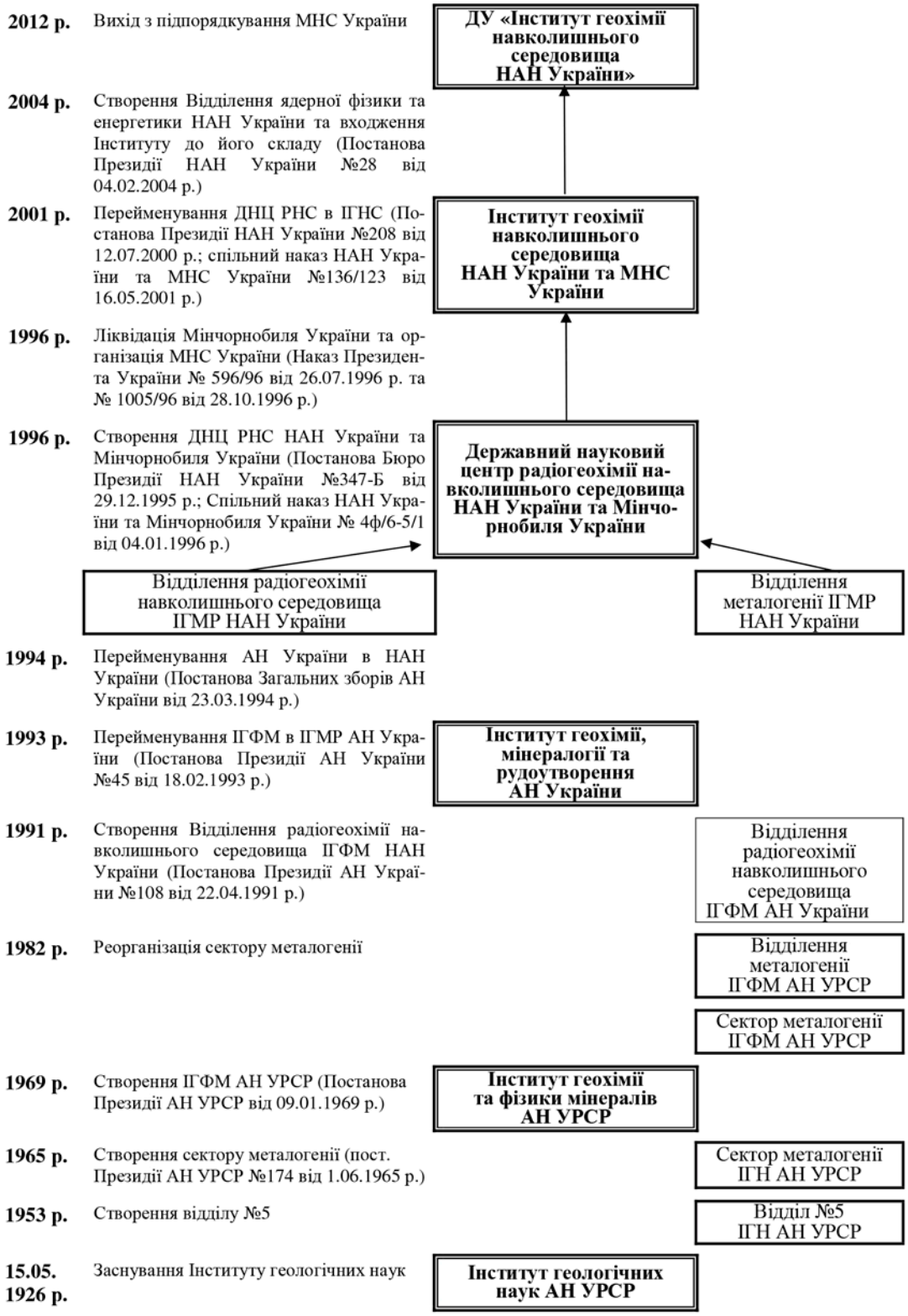



**Рис.1.** Етапи створення ДУ «ІГНС НАН України»
**Fig.1**. Stages of development of SI «IEG NAS OF UKRAINE»

**Рис.2.** Головний корпус Інституту
**Fig.2.** The main building of the Institute

Керівництво ІГМР (директор ІГМР акад. НАН України М.П. Щербак, керівник ВРНС акад. НАН України Е.В. Соботович, керівник ВМ д. г.-м. н. В.Б. Коваль) у своїх листах від 19 та 25 жовтня 1995 р. звертають-ся до Президента НАН України академіка Б.Є. Патона з пропозицією створення на базі двох відділень ІГМР самостійної науково-дослідної органі-зації подвійного підпорядкування, а саме: НАН Укра-їни та Мінчорнобиля України. Одночасно (лист від 15.10.95 р.) з аналогічною пропозицією до в. о. Мініс-тра Мінчорнобиля В.І. Холоші звертається віце-президент НАН України академік В.Г. Бар'яхтар. Отримавши схвалення цієї пропозиції з боку Президе-нта НАН України академіка Б.Є. Патона та в.о. Міністра Мінчорнобиля В.І. Холоші, віце-президент НАН України академік В.Г. Бар'яхтар дає доручення начальнику науково-організаційного від-ділу Президії НАН України В.Ф. Мачуліну підготува-ти це питання для розгляду на Бюро Президії НАН України.

Рішення про створення Наукового центру радіогеохімії навколишнього середовища подвійного підпорядкування НАН України та Мінчорнобиля України приймається Постановою Бюро Президії НАН України № 347–Б від 29 грудня 1995 р.

4 січня 1996 р. було підписано спільний наказ НАН України і Міністерства України у справах захисту населення від наслідків аварії на Чорнобильській АЕС за № 4ф/6–5/1 про створення Державного наукового центру радіогеохімії навколишнього середовища на базі двох відділень Інституту геохімії, мінералогії та рудоутворення НАН України: Відділення радіогеохімії навколишнього середовища та Відділення металогенії. Наказ підписали: від НАН України – Президент НАН України, акад. НАН України Б.Є. Патон, а від Мінчорнобиля – в.о. Міністра Украї-ни у справах захисту населення від наслідків аварії на ЧАЕС В.І. Холоша.

На виконання постанови Бюро Президії НАН України № 347–Б від 29.12.95 р., спільного наказу НАН України та Мінчорнобиля України № 4ф/6–5/1 від 04.01.96 р. розпорядженням Президії НАН України № 237 від 19.02.96 р. було проведено ліквідацію ВРНС та ВМ ІГМР НАН України.

Реєстрація Центру як юридичної особи у НАН України відбулася 22 лютого 1996 р. (реєстраційний №17/489), про що було видано свідоцтво за № 32.

6 березня 1996 р. здійснюється державна реєстрація Центру як суб'єкта підприємницької діяльності у Ленінградській районній державній адміністрації м. Києва (свідоцтво за № 23521345).

З метою приведення правового статусу ДНЦ РНС у відповідність до Указу Президента України № 596 від 26 липня 1996 року «Про зміни в системі центральних органів виконавчої влади України» і у зв'язку з ліквідацією Мінчорнобиля України та створенням на його базі Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС України) спільним наказом НАН України (від 27.06.97 р.) та МНС України (від 01.07.97 р.) за № 131/156 прийнято рішення про перереєстрацію Центру.

Включення (реєстрація) Центру до Єдиного державного реєстру підприємств та організацій України проведено МНС України 17 липня 1997 р. (довідка за № 21). Перереєстрацію Центру в Ленінградській районній державній адміністрації м. Києва проведено 7.12.98 р. (довідка № 20779).

Таким чином, офіційною датою створення Інституту (Центру) є 4 січня 1996 р., коли було підписано спільний наказ НАН України і Мінчорнобиля України, які і є засновниками Центру. Центр створено з метою організації, координації нау-кових досліджень

та проведення науково-виробничих робіт, спрямованих на встановлення закономірностей поведінки радіонуклідів та хімічних елементів приро-дного і техногенного походження в навколишньому середовищі, створення бази даних наукових робіт із цих питань, підготовки рекомендацій щодо оздоров-лення екологічної ситуації в Україні, включаючи пи-тання реабілітації і дезактивації Зони відчуження ЧАЕС та інших територій, що зазнали шкідливого впливу від техногенних аварій та природних катаст-роф, з метою повернення їх у народне господарство; наукового супроводження геологорозвідувальних та вишукувальних робіт щодо технологічних розробок уранової промисловості і поводження з радіоактив-ними відходами (РАВ), зберігання і захоронення РАВ у глибоких геологічних формаціях, вирішення компле-ксних питань геології та моніторингу навколишнього середовища (атмосфера, гідросфера, літосфера, біос-фера) в цілях народногосподарських потреб МНС України. Створений Центр увійшов до складу Відді-лення наук про Землю НАН України.

Державний науковий центр радіогеохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України проіснував 5 років. Враховуючи актуальність фундаментальних досліджень, що виконувалися Центром, достатнє кадрове забезпечення та керуючись постановою Президії НАН України № 208 від 12.07.2000 р. спільним наказом НАН України та МНС України № 136/123 від 16.05.2001 р. Державний науковий центр радіогеохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України було перейменовано в Ін-ститут геохімії навколишнього середовища НАН Ук-раїни та МНС України.

Постановою Президії НАН України №28 від 04.02.2004 р. ІГНС НАН України та МНС України було включено до складу новоствореного Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України.

**Рис.3.** Перший директор Інституту, академік НАН України
**Соботович**
**Емлен Володимирович**

**Fig.3.** The first director of the Institute, Academician of the National Academy of Sciences of Ukraine
**Sobotovych**
**Emlen Volodymyrovych**

З часу заснування Інституту і до 10.03.2013 р. директором Інституту був Емлен Володимирович Соботович – доктор геолого-мінералогічних наук (1967), професор (1971), заслужений діяч науки УРСР (1986), член-кореспондент АН УРСР (1988), академік НАН України (1992), академік Міжнародної академії наук Євразії (1997), лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки (2000), іноземний член Російської академії природничих наук (2005), почесний член Петровської академії наук і мистецтв, фундатор наукових досліджень з охорони навколишнього середовища, активний учасник і організатор робіт з подолання наслідків аварії на ЧАЕС (рис. 3).

Від 2013 р. до 20.03.2018 р. на посаді директора Інституту працював член-кореспондент НАН України, професор, доктор технічних наук, Лауреат державної премії в галузі науки і техніки Георгій Віталійович Лисиченко (рис. 4).

Від 29.06.2018 р. донині Директором Інституту є член-кореспондент НАН України, професор, доктор технічних наук, Лауреат державної премії в галузі науки і техніки Юрій Леонідович Забулонов (рис. 4).

**Рис. 4.** Директори Інституту чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко (2013–2018) та чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов (2018–дотепер)

**Fig. 4.** Directors of the Institute, Corresponding Member of NAS of Ukraine G.V. Lysychenko (2013–2018) and Corresponding Member of NAS of Ukraine Yu.L. Zabulonov (2018 – present)

**Рис. 5.** Заступники директора Інституту з наукової роботи (зліва направо): д. г.-м. н. В.Б. Коваль (1996–2003), д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко (2003–2014), к. г.-м. н. Ю.О. Ольховик (2014–2015), д. ф.-м. н. М.М. Дівізінюк (2014–2018), д. геол. н. В.В. Долін (2018– дотепер), д. т. н. О.О. Попов – заст. директора з науково-організаційної роботи від 2020 р.

**Fig. 5.** Deputy Directors of the Institute for Scientific Work (from left to right): Dr.Geol-min.Sc. V.B. Koval (1996–2003), Dr.Geol-min.Sc. H.M. Bondarenko (2003–2014), Ph.D. (Geol-min.) Yu.O. Olkhovik (2014–2015), Dr.Phys-mat.Sc. M.M. Divizinyuk (2014–2018), Dr.Geol.Sc. V.V. Dolin (2018 - present), Dr.Tech.Sc. O.O. Popov - Deputy Director for Scientific and Organizational Work since 2020.

Заступниками директора з наукової роботи у різний час були: д. г.-м. н. В.Б. Коваль (1996–2003), чл.-кор. НАН України, д. т. н. Г.В. Лисиченко (1996–2000 та 2005–2013), д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко (2003–2014), к. г.-м. н. Ю.О. Ольховик (2014–2015), д. ф.-м. н. М.М. Дівізінюк (2014–2018), д. геол. н. В.В. Долін (2018– дотепер). У 2020 р. до штатного розпису внесено посаду заступника директора з науково-організаційної роботи, яку обійняв д.т.н. О.О. Попов (рис. 5).

Посаду заступника директора з загальних питань обіймали: П.Д. Загорулько (1996–1997), Л.К. Маланич (1998–1999), В.Д. Овсієнко (2000–2004), к. г.-м. н. В.А. Бабинець (2004–2006), І.О. Зайонц (2006–2007), В.П. Верещак (2007–2012), Ю.В. Ющенко (2012–2013), Т.М. Коноваленко (2013–2016), М.Г. Матковський (2018–дотепер).

На посаді вченого секретаря Інституту працювали: к. г.-м. н. К.Г. Сущук (1996–1999), к. г.-м. н. І.Ф. Шраменко (1999–2009), к. г.-м. н. О.В. Вайло (2009 – 2014), к. т. н. Н.А. Бородіна (2014–2018), к. геол. н. Т.О. Кошлякова (2018–2019), к. т. н. Ю.В. Литвиненко (2019–2021) (рис. 6).

**Структура Інституту (Центру).**

На момент створення Центру у його структурі було 9 наукових відділів:

- ядерної геохімії та космохімії (зав. від. – акад. НАН України Е.В. Соботович);
- радіогеохімії екосистем (зав. від. – д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко);
- екологічної геології (зав. від. – д. г.-м. н. В.П. Бухарєв);
- геохімії техногенезу (зав. від. – д. г.-м. н. Б.О. Горлицький);
- космоекології та космічної мінералогії (зав. від. – д. г.-м. н. В.П. Семененко);
- мінеральних ресурсів і геодинаміки (зав. від. – чл.-кор. НАН України та РАН Є.О. Куліш);
- геології і металогенії докембрію (зав. від. – д. г.-м. н. О.М. Комаров);
- геохімії урану та супутніх елементів (зав. від. – д. г.-м. н. В.Б. Коваль);
- комплексних проблем уранових родовищ (зав. від. – д. г.-м. н. Ю.М. Коптюх).

**Рис. 6**. Вчені секретарі Інституту (зліва направо): к. г.-м. н. К.Г. Сущук (1996–1999), к. г.-м. н. І.Ф. Шраменко (1999–2009), к. г.-м. н. О.В. Вайло (2009 – 2014), к. т. н. Н.А. Бородіна (2014–2018), к. геол. н. Т.О. Кошлякова (2018–2019), к. т. н. Ю.В. Литвиненко (2019–2021)

**Fig. 6.** Scientific secretaries of the Institute (from left to right): Ph.D. (Geol-min) K.G. Sushchuk (1996–1999), Ph.D. (Geol-min) I.F. Shramenko (1999–2009), Ph.D. (Geol-min) O.B. Vailo (2009 - 2014), Ph.D. (Tech.). N.A. Borodina (2014–2018), Ph.D.(Geol.). T.O. Koshlyakova (2018–2019), Ph.D. (Tech.). Yu.V. Litvinenko (2019–2021)

У середині 1996 р. відділ геології і металогенії докембрію припинив своє існування, а останні два відділи було об'єднано в Сектор геології урану.

У 1997 р. було організовано ще один науковий відділ – проблем екологічної безпеки (зав. від. – чл.-кор. НАН України Ю.П. Мельник).

У 1998 р. відділ мінеральних ресурсів і геодинаміки було перейменовано у відділ металогенії та мінеральних ресурсів. Цього ж року у зв'язку зі смертю зав. відділу комплексних проблем уранових родовищ Ю.М. Коптюха цей відділ було розформовано, а натомість створено новий відділ – досліджень природних і техногенних речовин, який очолила д. г.-м. н. М.О. Ярощук. Цей відділ входив до складу Сектора геології урану, який проіснував до 2000 р.

У 2000 р. проведено реорганізацію відділу досліджень природних і техногенних речовин – відділ отримав назву «термодинаміки геосфер» і очолив його чл.-кор. НАН України Р.Я. Белєвцев.

У 2003 р. Вченою радою Інституту було прийнято рішення про створення у структурі Інституту Відділення уранових родовищ без права юридичної особи, яке об'єднало два відділи: геохімії урану та супутніх елементів (зав. від. – д. г.-м. н. В.Б. Коваль) та екологічної геології (зав. від. – д. г.-м. н. В.П. Бухарєв). Керівником відділення уранових родовищ було призначено д. г.-м. н. В.Б. Коваля.

З 2003 року завідувачем відділу проблем екологічної безпеки було призначено д. т. н. Г.В. Лисиченка.

У 2004 р. за рішенням Вченої ради (протокол №7 від 7 жовтня 2004 р.) у структурі Інституту з'явилися два нових наукових відділи: біогеохімії (зав. від. – к. г.-м. н. В.В. Долін) та ядерно-фізичних технологій (зав. від. – к. ф.-м. н. Ю.Л. Забулонов).

У 2007 р. у зв'язку зі смертю зав. відділу екологічної геології д. г.-м. н. В.П. Бухарєва та відсутністю кандидатури на керівництво цим відділом останній було розформовано, а його місце в структурі Відділення уранових родовищ зайняла новостворена структурна лабораторія ізотопної геохімії (зав. лаб. – к. г.-м. н. Ю.М. Деміхов).

У 2007 р. на виконання розпорядження Президії НАН України (лист № 58/97-8 від 25.01.2007 р.) рішенням Вченої ради Інституту (протокол №3 від 18 березня 2008 р.) у складі відділу проблем екологічної безпеки було створено лабораторію природоохоронних технологій та інноваційної діяльності (зав. лаб. – к. ф.-м. н. Л.П. Глушков, з 2009 р. – в. о. зав. лаб. О.П. Фесай). Цей підрозділ виконує наукові дослідження і функції, пов'язані з трансфером технологій, патентно-ліцензійною роботою та інноваційною діяльністю.

У 2010 р. було проведено чергову реорганізацію Інституту, а саме:

– На підставі рішень Вченої ради Інституту (протокол №3 від 06.07.2010 р.) та Бюро Відділення ядерної фізики та енергетики (протокол №5 (74) §3 від 07.07.2010 р.) наказом директора Інституту акад. НАН України Е.В. Соботовича від 07.07.2010 р. за №42-К Відділення уранових родовищ у складі відділу геохімії урану та супутніх елементів і лабораторії ізотопної геохімії було ліквідовано. Натомість за цим же наказом було створено Відділення мінеральної сировини та техногенно-екологічної безпеки ядерної енергетики, до складу якого ввійшли відділи: геохімії урану та супутніх елементів, металогенії та мінеральних ресурсів, проблем екологічної безпеки (з лабораторією природоохоронних технологій та інноваційної діяльності), а також лабораторія ізотопної геохімії.

– Обов'язки керівника Відділення мінеральної сировини та техногенно-екологічної безпеки ядерної енергетики покладено на заступника директора з наукової роботи, чл.-кор. НАН України, д. т. н. Г.В. Лисиченка (Протокол № 3 вченої ради ІГНС від 06.07.2010 р. та Постанова Бюро ВЯФЕ від 07.07.2010 р., протокол № 5(74), §3).

– У жовтні 2010 р. на посаду завідувача відділу геохімії урану та супутніх елементів за конкурсом було обрано д. геол. н. В.Г. Верховцева, якого було затверджено на цій посаді Постановою Президії НАН України від 22.10.2010 р. за №290.

У зв'язку зі смертю зав. відділу металогенії та мінеральних ресурсів акад. НАН України Є.О. Куліша (21.10.2010 р.) наказом директора Інституту виконувачем обов'язки зав. відділу з 1.11.2010 р. було призначено к. г.-м. н. В.Г. Яценка.

Також у січні 2011 р. виконувачем обов'язків зав. відділу ядерної геохімії та космохімії було призначено д. геол. н. Б.Г. Шабаліна.

Таким чином, у 2011 р. у структурі Інституту були такі наукові підрозділи:

- відділ ядерної геохімії та космохімії (зав. від. – д. геол. н. Б.Г. Шабалін);
- відділ радіогеохімії екосистем (зав. від. – д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко);
- відділ біогеохімії (зав. від. – д. геол. н. В.В. Долін);
- відділ геохімії техногенезу (зав. від. – д. г.-м. н. Б.О. Горлицький);
- відділ ядерно-фізичних технологій (зав. від. – д. т. н. Ю.Л. Забулонов);
- відділ термодинаміки геосфер (зав. від. – чл.-кор. НАН України Р.Я. Белєвцев);
- відділ космоекології та космічної мінералогії (зав. від. – д. г.-м. н. В.П. Семененко).

Відділення мінеральної сировини та техногенно-екологічної безпеки ядерної енергетики (кер. відділення – чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко), яке включає наступні підрозділи:

- відділ геохімії урану та супутніх елементів (зав. від. – д. геол. н. В.Г. Верховцев);
- відділ металогенії та мінеральних ресурсів (в.о. зав. від. – к. г.-м. н. В.Г. Яценко);
- відділ проблем екологічної безпеки (зав. від. – чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко);
- лабораторія ізотопної геохімії (зав. лаб. – – к. г.-м. н. Ю.М. Деміхов).

До складу відділення входить також неструктурна лабораторія природоохоронних технологій та інноваційної діяльності у складі відділу проблем екологічної безпеки (в.о. зав. лаб. – О.П. Фесай).

Крім наукових підрозділів Інститут має АУП, інженерно-технічний підрозділ, об'єднане автогосподарство.

У 2013 р. відбулося злиття відділів радіогеохімії екосистем та геохімії техногенезу. Реорганізований відділ геохімії техногенезу очолив д. г.-м. н., професор Г.М. Бондаренко. Також у цьому році до складу відділу геохімії урану та супутніх елементів (зав. від. д. геол. н. В.Г. Верховцев) було включено науковців відділу металогенії та мінеральних ресурсів.

У 2016 р. розпочалося реформування НАН України. Виходячи з законодавчих актів та урядових постанов, а також постанов та роз'яснювальних документів Президії НАН України в Інституті було розпочато та в 2017 р. завершено реорганізацію його структури та штату.

Станом на 01.01.2021 р. ДУ «ІГНС НАН України» має у своїй структурі два відділення, до складу яких входить 6 наукових відділів, які включають чотири неструктурні лабораторії та один структурний відділ:

**1. Відділення ядерної, радіаційної та техногенно-екологічної безпеки:**

1.1. Відділ ядерно-фізичних технологій (завідувач відділу – чл.–кор. НАН України, д. т. н., проф. Ю.Л. Забулонов).

1.2. Відділ цивільного захисту та інноваційної діяльності (завідувач відділу – д. ф.-м. н., проф. М.М. Дівізінюк).

1.3. Відділ технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки (завідувач відділу – д. т. н., с. н. с. О.О. Попов).

**2. Відділення геохімії, геодинаміки та мінеральної сировини:**

2.1. Відділ спеціальної металогенії (завідувач відділу – д. геол. н., с. н. с. Верховцев В.Г.):

2.1.1. Лабораторія мінеральної сировини для ядерної енергетики (завідувач лабораторії – к. г.-м. н., с. н. с. В.Г. Яценко )

2.2. Відділ екогеології та термодінаміки геосфер (завідувач відділу – чл.-кор. НАН України, д. г.-м. н., професор Р.Я. Белєвцев).

2.3. Відділ радіогеохімії (завідувач відділу – д. геол. н., с. н. с. Б.Г. Шабалін).

**3. Відділ «Науковий центр аналітичних випробувань стану параметрів довкілля» (завідувач відділу – д. т. н. Ю.О. Ольховик):**

3.1. Лабораторія ізотопної геохімії (завідувач лабораторії – к. г.-м. н., с. н. с. Ю.М. Деміхов).

3.2. Лабораторія оцінки параметрів якості довкілля (завідувачка лабораторії – к. геол. н. В.В. Шкапенко).

3.3. Лабораторія комплексних геохімічних досліджень (завідувач лабораторії – к. х. н., с. н. с. М.М Герцюк.).

**Наукові ради, комітети та організації**. При Інституті діяли три підприємства, у заснуванні яких брав участь Інститут. Це Київське державне науково-виробниче об'єднання «Екологічні технології та нормативи», Державне наукового-виробниче мале підприємство «Відродження» та Державне підприємство «Екоінформ».

В Інституті у різні роки діяли:

– Міжвідомча наукова Рада з проблем поводження з РАВ при Президії НАН України (голова Ради – акад. НАН України Е.В. Соботович; вчений секретар – к. г.-м. н. Б.Г. Шабалін);

– Комітет з метеоритів Відділення наук про Землю НАН України (голова комітету – д. г.-м. н. В.П. Семененко, заст. голови – акад. НАН України Е.В. Соботович);

– Науково-просвітницька громадська організація – Українське відділення міжнародної спілки «Екологія людини» (президент – акад. НАН України Е.В. Соботович, директор – к. г.-м. н. О.Б. Лисенко);

При Інституті діє Центр колективного користування унікальними науковими приладами НАН України «Мінералого-геохімічні дослідження», який оснащено ультранизькофоновим альфа-бета спектрометром «Quantulus-1220-003» фірми «Perkinelmer» та електронним мікроскопом JSM-6490LV з енергодисперсійним спектрометром OXFORD INCA Energy 350 (Японія) (рис. 7).

Інститут має державну ліцензію на проведення геологічних, гідрогеологічних, інженерно-геологічних, еколого-геологічних та лабораторних робіт. Лабораторна база ІГНС має державну акредитацію. Вона включає комплекс апаратури для аналізу близько 700 показників хімічного складу, токсичності та радіоактивності твердих, рідких та газоподібних складових навколишнього природного середовища.

**Рис.7.** Лабораторії Центру «Мінералого-геохімічні дослідження» для колективного користування унікальними науковими приладами НАН України

**Fig.7.** Laboratories of the Center for Mineralogical and Geochemical Research of the National Academy of Sciences of Ukraine

Інститутом укладено договори про співробітництво та спільну науково-технічну діяльність з провідними підприємствами та організаціями України і світу, серед яких варто відзначити: Державне підприємство «НАЕК «Енергоатом», Державне підприємство «Державний науково-технічний центр з ядерної та радіаційної безпеки» Державної інспекції ядерного регулювання України, Державний концерн «Ядерне паливо», компанії «Pegasus Environmental and Nuclear Service, Inc» (США), «UTR Engineering & Trade Gmbh» (Австрія), «PLEJADES Independent experts» (Німеччина), «Indra Scientififc SA» (Бельгія), фірма «Mavinci» (Туреччина), компанія EU-China «Vision & Action» (Китай), компанія «ANSeeN» (Японія), а також закордонними університетами: Blacksmith Institute (США), Clemson University (США), Вільнюський університет (Литва), Університет Хазар (Азербайджан), Морська Академія в Щецині (Польща), Люблінська політехніка (Польща) та ін., і установами НАН України. Щороку в рамках виконання цих договорів проводяться різні зустрічі та наради із зарубіжними партнерами.

**Вчена рада.** Вчена рада Інституту є колегіальним дорадчим органом управління науковою і науково-технічною діяльністю Інституту. Чисельність членів вченої ради у різні роки складала 15–21 осіб. У складі вченої ради функціонує комісія з роботи з науковою молоддю та комісія з наукової етики.

На засіданнях вченої ради обговорюються основні напрями наукової і науково-технічної діяльності Інституту, розглядаються питання:

– пов’язані з удосконаленням структури Інституту;

– координації та наукового співробітництва з іншими організаціями і установами;

– проведення нарад і конференцій;

– міжнародного наукового співробітництва Інституту;

– науково-видавничої діяльності;

– висунення видатних наукових праць, наукових відкриттів та винаходів на присудження премій та медалей, у тому числі міжнародних;

– висунення та обговорення кандидатур на посаду заступників директора Інституту та керівників наукових підрозділів;

– обрання наукових працівників за конкурсом; затвердження рішень конкурсної комісії;

– порушення клопотань про присвоєння працівникам Інституту вчених та почесних звань;

– висунення кандидатів у дійсні члени (академіки) і члени-кореспонденти Національної академії наук України.

Вчена рада аналізує стан реалізації наукових досліджень, їх матеріально-технічного та фінансового забезпечення, підготовки наукових кадрів. Ухвалює програми, проєкти науково-дослідних і дослідно-конструкторських робіт, річний звіт про наукову роботу Інституту.

Затверджує результати атестації наукових працівників, теми дисертацій здобувачів та аспірантів, їх наукових керівників (консультантів).

Вчена рада збиралася на своє засідання в середньому щомісяця.

**Спеціалізовані вчені ради** із захисту докторських дисертацій. З моменту створення Інституту (Центру) і до 2014 р. функціонували дві спеціалізовані вчені ради із захисту докторських дисертацій: Д 26.192.01 (голова ради – акад. НАН України Е.В. Соботович; заступники голови: чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко та д. геол. н. В.В. Долін; вчений секретар к. геол. н. К.І. Жебровська) за спеціальністю 21.06.01 – «екологічна безпека» (до 2001 р. 21.00.08 – «техногенна безпека держави») (геологічні науки) та Д 26.192.02 (голова ради –д. г.-м. н. В.Б. Коваль; заступник голови: акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліш (до 2010); вчений секретар к. г.-м. н. М.П. Семенюк) за спеціальністю 04.00.11 – «геологія металевих і неметалевих корисних копалин». Від 1999 р. у спецраді Д 26.192.02 приймаються до захисту дисертації за спеціальністю 04.00.19 – «економічна геологія», а наказом ВАК України від 08.10.2010 р. № 642 повноваження спецради Д 26.192.01 було розширено і до захисту дозволено приймати дисертації за спеціальністю 21.06.01 – «екологічна безпека» (технічні науки).

Згідно з наказом Міністерства освіти та науки України від 04.07.2014 р. № 793 в період 2014–2017 рр. на базі Інституту функціонували дві Спеціалізовані вчені ради:

Д 26.192.01 з правом прийняття до розгляду та проведення захисту дисертацій на здобуття наукового ступеня доктора (кандидата) геологічних наук за спеціальностями 04.00.11 «Геологія металевих і неметалевих корисних копалин» та 21.06.01 «Екологічна безпека» (геологічні науки);

Д 26.192.03 з правом прийняття до розгляду та проведення захисту дисертацій на здобуття наукового ступеня доктора (кандидата) технічних наук за спеціальностями 21.02.03 «Цивільний захист» та 21.06.01 «Екологічна безпека» (технічні науки).

Від 2017 р. на базі інституту функціонують три Спеціалізовані вчені ради:

– Д 26.192.01 з правом прийняття до розгляду та проведення захисту дисертацій на здобуття наукового ступеня доктора (кандидата) геологічних наук за спеціальностями 04.00.11 «Геологія металевих і неметалевих корисних копалин» та 21.06.01 «Екологічна безпека» (геологічні науки) – згідно з наказом Міністерства освіти та науки України від 11.07.2017 р. № 996;

– Д 26.192.03 з правом прийняття до розгляду та проведення захисту дисертацій на здобуття наукового ступеня доктора (кандидата) технічних наук за спеціальностями 21.02.03 «Цивільний захист» та 21.06.01 «Екологічна безпека» (технічні науки) – згідно з наказом Міністерства освіти та науки України від 13.03.2017 р. № 374.

– Д 26.192.04 з правом прийняття до розгляду та проведення захисту дисертацій на здобуття наукового ступеня доктора (кандидата) технічних наук за спеціальностями 21.02.03 «Цивільний захист» та 21.06.01

«Екологічна безпека» (технічні науки) – згідно з наказом Міністерства освіти та науки України від 20.10.2016 р. № 34 ДСК.

За 25 років у спецрадах Інституту захищено 14 докторських та 31 кандидатську дисертацію, в тому числі працівниками Інституту 5 докторських (Б.О. Занкевич, 1996; В.В. Долін, 2004; Б.Г. Шабалін, 2010; О.О. Попов, 2016; І.І. Михальченко, 2018) та 24 кандидатських (В.Г. Яценко, 1996; М.І. Матяш, 1998; Р.О. Пушкарьова, 1999; Є.Г. Шмельов, 2001; К.І. Жебровська, 2003; Ю.Є. Тищенко, 2004; Ю.В. Кулинич, 2007; І.Л. Колябіна, 2007; О.О. Дікарєв, 2010; А.М. Розко, 2011; Ю.В. Юськів; О.В. Фаррахов, 2015; І.О. Золкін, 2015; В.О. Ковач, 2015; О.В. Щербак, 2015; Т.О. Кошлякова, 2015; О.В. Марініч, 2016; О.С. Рижкін, 2018) дисертації.

**Аспірантура і докторантура**. Підготовка наукових кадрів здійснюється через докторантуру та аспірантуру. З моменту створення Інституту (1996 р.) було відкрито аспірантуру та докторантуру за спеціальностями 21.00.08 (з 1999 р. – 21.06.01) – «техногенна безпека держави» (геологічні науки) (з 2001 р. – 21.06.01 – «екологічна безпека») та 04.00.11 – «геологія металевих і неметалевих корисних копалин».

У 2001 році було відкрито аспірантуру та докторантуру за спеціальністю 04.00.19 – «економічна геологія»; у 2003 р. – спеціальність 04.00.20 – «мінералогія, кристалографія»; у 2008 р. – спеціальність 21.06.01 – «екологічна безпека» (технічні науки) та 21.02.03 – «цивільна оборона» (технічні науки).

У період 1996–2021 рр. у докторантурі навчалися 14 кандидатів наук, у т. ч. за спеціальностями: 04.00.02 – геохімія – 2 докторанти, 04.00.11 – геологія металевих і неметалевих корисних копалин – 1 докторант, 21.06.01 – техногенна безпека держави (геологічні науки) – 4 докторанти, 21.06.01 – техногенна безпека держави (технічні науки) – 4 докторанти, 103 – Науки про Землю –2 докторанти, 21.02.03 – цивільна оборона – 1 докторант. Двох докторантів було відраховано до завершення терміну навчання. З тих кандидатів наук, що завершили навчання в докторантурі, захистили докторські дисертації В.В. Долін, та О.О. Попов).

В аспірантурі з відривом від виробництва навчалося 55 фахівців за такими спеціальностями: 04.00.02 – «геохімія» – 3; 04.00.11 – «геологія металевих і неметалевих корисних копалин» – 2; 04.00.20 – «Мінералогія, кристалографія» – 1; 21.06.01 – «екологічна безпека» (геологічні науки) – 35; 21.06.01 – «екологічна безпека» (технічні науки) – 10; 103 – «науки про Землю» – 4.

В аспірантурі без відриву від виробництва навчалося 19 фахівців за такими спеціальностями: 04.00.02 – «геохімія» – 1; 04.00.11 – «геологія металевих і неметалевих корисних копалин» – 1; 04.00.20 – «Мінералогія, кристалографія» – 1; 21.06.01 – «екологічна безпека» (геологічні науки) – 13; 21.06.01 – «екологічна безпека» (технічні науки) – 3.

Наразі в Інституті відкрито ліцензії на здійснення освітньої діяльності у сфері вищої освіти з підготовки фахівців за третім (освітньо-науковим) рівнем (докторів філософії) зі спеціальностей:

- 263 (цивільна безпека) обсягом 15 осіб (наказ МОН № 378-л від 29.11.2017);
- 103 (науки про Землю) обсягом 12 осіб (наказ МОН № 661-л від 24.05.2019).

Працівники ДУ «ІГНС НАН України» викладають в університетах, що є джерелом залучення молоді до наукової роботи зі студентської аудиторії. Укладено договори про співпрацю з провідними університетами України і на базі ДУ «ІГНС НАН України» студенти проходять виробничу практику.

**Кадри**. На час створення Центру його загальна кількість працівників складала 194 особи. Довгий час (від 1996 р. до 2014 р.) кількість працівників Інституту коливалася в межах 182–205 осіб. Від 2015 р. у зв'язку з недостатнім фінансуванням установи чисельність її почалася скорочуватись. На 01.01.2021 р. загальна кількість працівників Інституту складає 142 особи. Із них наукових працівників – 133, у тому числі 23 доктори наук (із них – 2 члени-кореспонденти НАН України: Ю.Л. Забулонов та Р.Я. Белєвцев), 36 кандидатів наук. У різні часи в Інституті працювали академіки НАН України Е.В. Соботович (1996-2013), Є.О. Куліш (2006-2010) та члени-кореспонденти НАН України Р.Я. Белєвцев (1997–дотепер), Ю.П. Мельник (1996-2010), Є.О. Куліш (1996-2006), Г.В. Лисиченко (2006-2018), Ю.Л. Забулонов (2012–дотепер).

**Наукові школи.** Унікальність Інституту передусім полягає в тому, що тут сполучено дві гілки радіогеологічної школи академіка В.І. Вернадського – пошуків радіоактивної сировини, що розвивалася в Одеському національному університеті та в Інституті геологічних наук АН УРСР академіком АН УРСР Є.С. Бурксером і його учнем академіком АН УРСР Я.М. Белєвцевим у Відділенні металогенії ІГФМ АН УРСР, і школа ядерної геохімії, розвинута чл.-кор. АН СРСР Й.Є. Стариком у Радієвому Інституті ім. В.Г. Хлопіна та його учнем академіком НАН України Е.В. Соботовичем в Інституті геохімії і фізики мінералів АН УРСР.

– *Урановорудна* – заснована в 1953 р. академіком НАН України Яковом Миколайовичем Белєвцевим за напрямом рудоутворення і мінерагенія. В Інституті очільником школи був член-кор. НАН України Юрій Петрович Мельник, д. г.-м. н., професор. Серед представників школи слід зазначити наступних визначних вчених: д. г.-м. н., професор А.А. Вальтер, д. г.-м. н. М.П. Гречишніков, д. г.-м. н. Ф.І. Жуков, д. г.-м. н. Б.О. Занкевич, д. г.-м. н. В.Б. Коваль, д. г.-м. н. О.М. Комаров, д. г.-м. н. О.І. Стригін, д. г.-м. н. М.О. Ярощук.

– *Металогенічна* – заснована в 1965 р. академіком НАН України Яковом Миколайовичем Белєвцевим за напрямами: рудоутворення і мінерагенія, економічна геологія. В Інституті очільником школи був акад. НАН України Євген Олексійович Куліш, д. г.-м. н., професор, лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки, лауреат конкурсу фундаментальних наукових робіт Далекосхідного відділення РАН; серед представників школи слід зазначити наступних визначних вчених: д. г.-м. н. Є.Б. Глеваський, д. г.-м. н. О.О. Гойжевський, д. г.-м. н. Б.І. Горошніков, д. г.-м.

н., професор Г.І. Каляєв, д. г.-м. н., професор І.Л. Комов, д. г.-м. н. Ю.М. Коптюх, д. г.-м. н. В.В. Науменко, д. г.-м. н., професор В.І. Скаржинський, д. г.-м. н., професор Г.В. Тохтуєв, д. г.-м. н., професор В.О. Шумлянський, д. г.-м. н., професор І.П. Щербань, д. геол. н. В.Г. Верховцев, д. геол. н. В.В. Покалюк, д. геол. н. І.І. Михальченко

**Рис.8.** Засновник наукових шкіл, академік НАН України Яків Миколайович Белєвцев

**Fig.8.** Founder of scientific schools, academician of the National Academy of Sciences of Ukraine Yakiv Mykolayovych Belevtsev

– *Геохімії навколишнього середовища* – заснована академіком НАН України Емленом Володимировичем Соботовичем у 1986 р. Вона охоплює такі напрями науково-технічної діяльності, як геохімія, радіогеохімія, космохімія, екологічна безпека, науковий супровід ядерного паливного циклу. Серед представників школи слід зазначити наступних визначних вчених: Р.Я Белєвцев., д. г.-м. н., професор, чл.-кор. НАН України, лауреат Державної премії України та премії ім. В.І. Вернадського; Г.В. Лисиченко, д. т. н., чл.-кор. НАН України, професор, лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки; Г.М. Бондаренко, д. г.-м. н., професор, лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки, лауреат премії президентів НАН України, НАН Білорусі та АН Молдови; В.П. Бухарєв, д. г.-м. н.; Б.О. Горлицький, д. г.-м. н.; Б.Г. Шабалін, д. геол. н.

– *Космічної мінералогії* – заснована в 1969 р. академіком НАН України Миколою Пантелеймоновичем Семененком за напрямами космохімія, космоекологія, космічна мінералогія. В Інституті очільником школи до 2015 р. була чл.-кор. НАН України Віра Пантелеївна Семененко, д. г.-м. н., професор, яка нині працює в ІГМР НАН України ім. М.П. Семененка. Під її керівництвом за час функціонування школи в Інституті підготовлено 4 кандидата наук.

– *Біогеохімічна* – заснована в 2004 р. доктором геол. наук, професором, лауреатом Державної премії України в галузі науки і техніки Віктором Володимировичем Доліним, який в цей час очолив відділ біогеохімії в Інституті. У складі відділу перебувало від 10 до 17 осіб, у т.ч. 3 доктори наук та 5 кандидатів наук. В.В. Доліним підготовлено 2 доктора наук та 4 кандидата наук. Науковці школи розробляють низку наукових напрямів: геохімія флористичних і фауністичних комплексів; геохімія природних органічних сполук; геохімія органічних сполук техногенного походження та нафтопродуктів; геохімія природних і техногенних ізотопів; екологічна безпека техногенезу.

– *Техногенно-екологічні безпеки потенційно-небезпечних об'єктів* – заснована членом-кореспондентом НАН України, доктором технічних наук, професором, лауреатом Державної премії України в галузі науки і техніки Георгієм Віталійовичем Лисиченком за напрямами: комплексний екологічний моніторинг територій потенційнонебезпечних об'єктів; математичне моделювання, прогнозування та оцінка впливу на довкілля і населення від техногенних об'єктів.

– *Ядерно-фізичних технологій та систем* за напрямами: комплексний моніторинг і науково-технологічні основи радіаційної та техногенно-екологічної безпеки; технології очищення рідких РАВ та техногенно забруднених рідин. Ця наукова школа заснована членом-кореспондентом НАН України, доктором технічних наук, професором, лауреатом Державної премії України в галузі науки і техніки Юрієм Леонідовичем Забулоновим.

Розвиток цих шкіл забезпечує значний потенціал висококваліфікованих фахівців світового рівня у вирішенні фундаментальних та прикладних проблем сталого розвитку. На основі спадкоємності та розвитку наукових шкіл, заснованих на початку XX ст., враховуючи сучасні виклики та завдання суспільства, в інституті сформовано комплексний підхід до наукових досліджень, що забезпечує повний цикл: результати фундаментальних досліджень розвиваються в інноваційних науково-технічних розробках, результатом яких є створення дослідних зразків та їх впровадження. Висока мобільність та можливість створення завершених наукоємних технологій зумовлена унікальністю наукової школи, сполученням кадрового потенціалу висококваліфікованих фахівців різних галузей природничих наук (геологія, фізика, хімія, біологія, екологія, моделювання, інформатика та ін.), багатолітнім досвідом їх роботи у освітніх, наукових, виробничих та проектних організаціях.

**Рис. 9.** Визначні вчені наукових шкіл, заснованих академіком НАН України Я.М. Белєвцевим (зліва направо): акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліш; чл.-кор. НАН України Ю.П. Мельник; д. г.-м. н. І.Л. Комов; д. г.-м. н. Є.Б. Глеваський, д. г.-м. н. М.О. Ярощук, д. геол. н. В.Г. Верховцев, д. геол. н. В.В. Покалюк, д. геол. н. І.І. Михальченко

**Fig. 9.** Prominent scientists of the scientific schools founded by Academician of NAS of Ukraine Ya.M. Belevtsev (from left to right): Academician of NAS of Ukraine and Corresponding Member of RAS (RF) Ye.O. Kulish; Corresponding Member of NAS of Ukraine Yu.P. Melnyk; Dr.Geol-min.Sc. I.L Komov; Dr.Geol-min.Sc. E.B. Glevaskiy, Dr.Geol-min.Sc. M.O. Yaroshchuk, Dr.Geol.Sc. V.G. Verkhovtsev, Dr.Geol.Sc. V.V. Pokalyuk, Dr.Geol.Sc.I.I. Mykhalchenko.

**Рис. 10.** Визначні вчені наукової школи, заснованої академіком НАН України Е.В. Соботовичем (зліва направо): чл.-кор. НАН України Р.Я. Белєвцев; д. г.-м. н. В.П. Бухарєв; д. г.-м. н. Б.О. Горлицький; д. г.-м. н. Б.Г. Шабалін

**Fig. 10.** Outstanding scientists of the scientific school founded by the academician of ~~the~~ NAS of Ukraine E.V. Sobotovich (from left to right): Corresponding Member of NAS of Ukraine R.Ya. Belevtsev; Dr.Geol-min.Sc. V.P. Bukharev; Dr.Geol-min.Sc. B.O. Gorlytsky; Dr.Geol-min.Sc. B.G. Shabalin

**Рис. 11.** Засновники наукової школи «Космічна мінералогія» (зліва направо): академік НАН України М.П. Семененко; чл.-кор. НАН України В.П. Семененко; визначний вчений наукової школи «Біогеохімія» д. геол. н. О.В. Пушкарьов
**Fig. 11.** Founders of the scientific school "Space Mineralogy" (from left to right): Academician of ~~the~~ NAS of Ukraine M.P. Semenko and Corresponding Member of NAS of Ukraine V.P. Semenenko; prominent scientist of the scientific school "Biogeochemistry" Dr.Geol-min.Sc. O.V. Pushkarev

**Рис. 12.** Визначні вчені наукових шкіл, заснованих чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченком та чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулоновим (зліва направо): д. т. н. А.В. Яцишин, д. ф.-м. н. В.Є. Родіонов, д. т. н. Д.В. Чарний.
**Fig. 12**. Prominent scientists of scientific schools founded by Corresponding Member of NAS of Ukraine G.V. Lysychenko and Corresponding Member of NAS of Ukraine Yu.L. Zabulonov (from left to right): Dr.Tech.Sc. A.V. Iatsyshyn, Dr.Tech.Sc. V.Ye. Rodionov, Dr.Tech.Sc. D.V. Charnyi.

**Напрями та тематика наукових досліджень.** Інститут є головною організацією в Україні щодо досліджень з проблем поводження з радіоактивними відходами і реабілітації забруднених територій. Координаційна діяльність з цих проблем здійснюється за розробленою в 1996 році та оновленою в 1999 році і затвердженою Кабінетом Міністрів України Комплексною програмою поводження з радіоактивними відходами (Постанова КМ України від 05.04.99 р. № 542 та постанова КМУ від 25.12.2002 р. № 2015), яку було скореговано у 2009 р.

Основними науковими напрямами діяльності Інституту, які було затверджено Президією НАН України при створенні ДНЦ РНС, були:

1. Геохімія, радіогеохімія і космохімія;
2. Техногенно-екологічна безпека;
3. Рудоутворення і мінерагенія.

За цими напрямами проводилися фундаментальні та прикладні дослідження для вирішення таких проблем:

- геохімічні основи формування ноосфери;
- геохімія техногенезу;
- космоекологія і метеоритика;
- моделювання геологічних і геохімічних процесів;
- реабілітація забруднених територій та дезактивація техногенних об’єктів;
- оцінка та прогноз екологічного стану довкілля та екоінформатика;
- комплексні проблеми екологічної безпеки та прогнозування виникнення надзвичайних ситуацій;
- екологічні та соціально-економічні аспекти використання забруднених територій;
- переробка, зберігання та захоронення радіоактивних і небезпечних відходів;
- геологія мінеральних ресурсів України, в т.ч. сировини для атомної енергетики та рідкісних і дорогоцінних металів;
- вдосконалення методів пошуків і розробки уранових та комплексних родовищ в Україні;
- науковий супровід геологічних і радіогеохімічних проблем ядерного паливного циклу.

Після входження Інституту до Відділення ядерної фізики та енергетики Президії НАН України в Інституті було розширено роботи з наступних проблем:

- розробка системи комплексного екологічного моніторингу об’єктів паливно-енергетичного циклу;
- приладобудування в галузі ядерної, радіаційної та екологічної безпеки.

У 2008 р. після звітування на Президії НАН України акад. НАН України Е.В. Соботовича про наукову та науково-організаційну діяльність Інституту Постановою Президії НАН України №205 від 11.07.2008 р. було затверджено такі скориговані основні наукові напрями діяльності Інституту:

– фундаментальні дослідження з проблем розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики;

– науково-технологічні основи радіаційної та екологічної безпеки;

– фізико-хімічні основи поводження з радіоактивними і токсичними відходами;

– геохімія навколишнього середовища, радіохімія та космохімія.

За Розпорядженням Президії Національної академії наук України від 12.12.2016 р. № 846 основні наукові напрями діяльності ДУ «ІГНС НАН України» було скореговано:

– фундаментальні проблеми комплексного розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики;

– геохімія навколишнього середовища, радіогеохімія, радіоекологія;

– фізико-хімічні, технічні та геологічні проблеми поводження з радіоактивними і токсичними відходами;

– цивільний захист, комплексний моніторинг і науково-технологічні основи радіаційної та техногенно-екологічної безпеки.

За вищенаведеними напрямами Інститут виконував фундаментальні та прикладні дослідження за державною, конкурсно-цільовою, відомчою, пошуковою та договірною тематикою (рис. 13, 14).

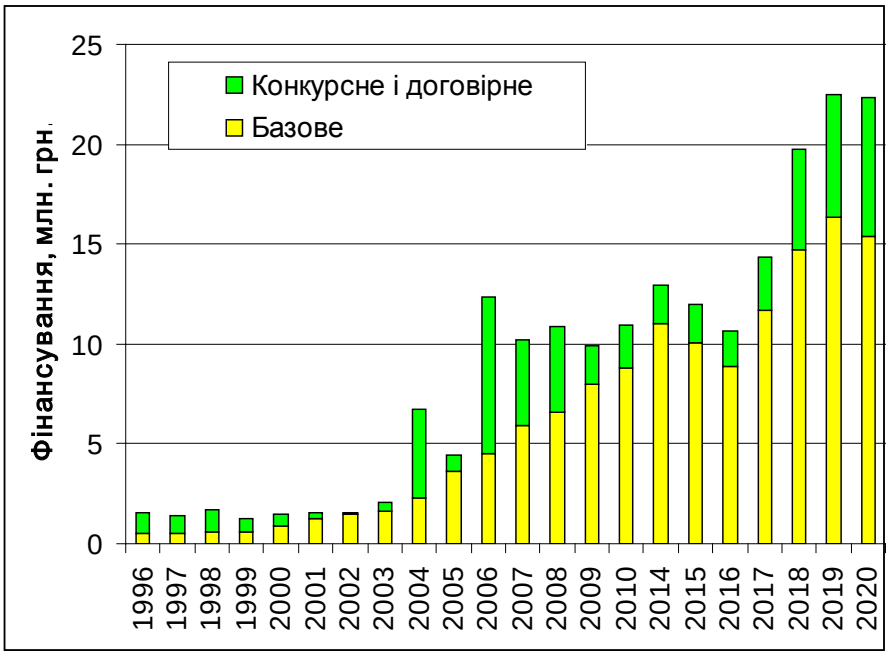



**Рис. 13.** Обсяги фінансування науково-дослідних робіт із різних джерел
**Fig. 13.** Amount of funding for research from various sources

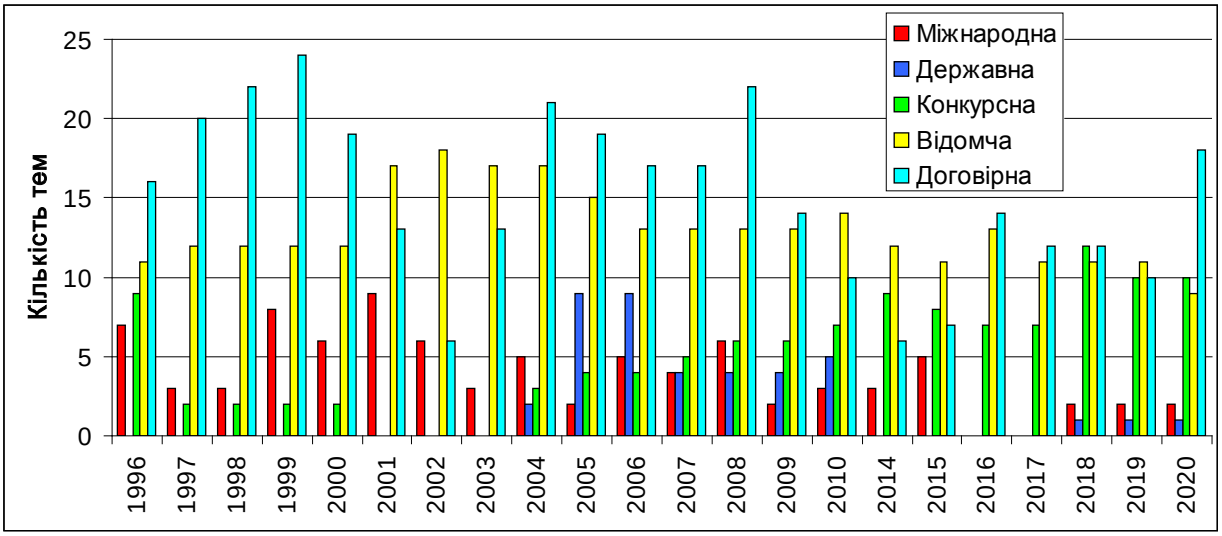



Рис. 14. Тематика Інстиуту
Fig. 14. Research areas of the Institute

Крім відомчої та договірної тематики Інститут брав участь у виконанні:

– Державної програми фундаментальних і прикладних досліджень з проблем використання ядерних матеріалів та ядерних і радіаційних технологій у сфері розвитку галузей економіки на 2004-2010 роки (затв. Постановою КМ України від 8 вересня 2004 р. за №1165).

– Комплексної програми НАН України «Мінеральні ресурси України та їх видобування» (2004-2006 рр.).

– Науково-технічної програми НАН України «Стратегічні мінеральні ресурси України» (2007-2015 рр.).

– Комплексної програми НАН України «Проблеми ресурсу і безпеки експлуатації конструкцій, споруд та машин» («Ресурс») (2004-2010 рр.).

– Цільової програми науково-технічних та інноваційних проєктів установ НАН України (2006-2020 рр).

– Комплексної програми наукових досліджень НАН України «Мінерально-сировинна база України як основа безпеки держави» на 2016–2020 рр.

– Цільової програми наукових досліджень Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України «Фундаментальні проблеми в фізиці елементарних частинок, ядерній фізиці та ядерній енергетиці».

– Наукового проєкту «Розробка Кадастру та макету карти техногенних родовищ та інших економічно вагомих об’єктів накопичення ресурсноцінних відходів виробництва та споживання».

– Цільової комплексної програми наукових досліджень НАН України «Науково-технічний супровід розвитку ядерної енергетики та застосування радіаційних технологій у галузях економіки на 2013-2015 рр.».

– Цільової комплексної міждисциплінарної програми наукових досліджень НАН України з проблем сталого розвитку, раціонального природокористування та збереження навколишнього природного середовища.

– Комплексної програми наукових досліджень НАН України «Мінерально-сировинна база України як основа безпеки держави» на 2016-2020 рр.

– Цільової комплексної програми наукових досліджень НАН України «Наукове забезпечення розвитку ядерно-енергетичного комплексу та перспективних ядерних технологій» на 2016-2018 рр.

– Цільової програми наукових досліджень Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України «Розвиток перспективних напрямів фундаментальних досліджень в ядерній, радіаційній фізиці та ядерній енергетиці» (2012-2016 рр.).

– Цільової програми наукових досліджень Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України «Фундаментальні проблеми фізики ядра, радіаційної безпеки, ядерного матеріалознавства та енергетики» (2017-2018 рр.).

– Цільової програми наукових досліджень НАН України «Напівпровідникові матеріали, технології і датчики для технічних систем діагностики, контролю та управління» на 2018-2020 рр.

– Цільової комплексної програми наукових досліджень НАН України «Ядерні та радіаційні технології для енергетичного сектору і суспільних потреб» на 2019-2023 рр.

– Цільової програми підтримки пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок Відділення ядерної фізики та енергетики НАН України (2020-2021 рр.).

– Проєктів науково-дослідних робіт молодих учених НАН України.

– Грантів НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямами розвиту науки і техніки.

**Головні результати наукових досліджень.** Фундаментальні дослідження Інституту спрямовано на вирішення проблем сталого розвитку ядерної енергетики, екологічних проблем ядерного паливного циклу, поводження з радіоактивними матеріалами на всіх етапах їхнього життєвого циклу:

1. Стратегічні мінеральні ресурси ядерної енергетики

- аналіз усього комплексу мінеральних ресурсів України (геолого-промислові типи родовищ, запаси, внутрішні потреби держави, кон'юнктура світового ринку, екологічні проблеми, геополітичні аспекти) з метою створення наукового базису для формування переліку стратегічних мінеральних ресурсів держави;
- вивчення умов формування і локалізації родовищ урану, торію і супутніх елементів та закономірностей їх просторового розміщення в геологічних структурах України, вдосконалення методів пошуку і науковий супровід їх видобування;

2. Проблеми екологічної безпеки ядерного паливного циклу

- розроблення науково обґрунтованих засад екологічно безпечної ізоляції радіоактивних відходів у глибинному сховищі, приповерхневих пунктах захоронення та тимчасової локалізації РАВ;
- створення нових принципів та технологій використання нанорозмірних багатоцільових матеріалів для підвищення екологічної безпеки підприємств ядерно-паливного циклу;
- розроблення наукових основ стохастичного аналізу полів радіоактивного випромінювання для визначення критеріїв передаварійного стану ядерних об’єктів та дистанційного моніторингу;
- розроблення нових теоретичних положень в галузі ізотопної геохімії водню та створення нових методів, спрямованих на поліпшення стану навколишнього природного середовища внаслідок скидів АЕС, економічно ефективної надійної ізоляції рідких тритієвих радіоактивних відходів;
- дослідження геолого-геохімічних процесів у системах зберігання відходів гірничо-переробної промисловості (в тому числі уранопереробної), геохімічної трансформації мінеральної речовини відходів, оцінювання впливу об’єктів зберігання відходів на стан навколишнього середовища та визначення напрямків раціонального використання промислових відходів;
- розроблення концептуальних та удосконалення науково-технологічних засад моніторингу, прогнозування, моделювання і оцінки радіаційного та

санітарно-гігієнічного стану навколишнього природного середовища України, запобігання надзвичайним ситуаціям природного і техногенного характеру;

3. Дослідження ядерно-хімічних процесів розділення та ізотопного збагачення важких елементів, ізотопного метаболізму вуглецю і водню в живих організмах.

4. Науковий супровід робіт із подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, повернення територій Зони відчуження та Зони обов'язкового гарантованого відселення до народногосподарського використання.

Серед наукових результатів і розробок, які було отримано при виконанні фундаментальних і прикладних робіт, виділимо найбільш вагомі.

**I.** За напрямом діяльності Інституту «Фундаментальні проблеми комплексного розвитку мінерально-сировинної бази ядерної енергетики» було визначено закономірності формування і просторової локалізації родовищ металевих і неметалевих корисних копалин на території України, які відображено на комплексній металогенічній карті масштабу 1:500 000, створеній на новій структурно-інформаційній основі. Проведено металогенічне районування докембрійських структур та комплексів Українського щита. Проведено узагальнення і аналіз стану, перспектив зміцнення і розширення, а також економіки основних видів мінеральної сировини для ядерної енергетики (уран, цирконій, титан, алюміній та ін.) (акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліш, І.Л. Комов, Є.Б. Глеваський та ін.) Розроблено критерії потенційної оцінки структур Українського щита на виявлення багатих і комплексних уранових руд (В.Б. Коваль, С.І. Терещенко, В.Ф. Лапуста, Б.Ф. Мельниченко) та створено карту розміщення рудопроявів урану із вмістом вище 0,1 % масштабу 1:500 000 і надано їх мінералого-геохімічну характеристику (В.Б. Коваль, В.Ф. Лапуста). Проведено аналіз геохімічних аномалій зі вмістом урану більше 0,1 %. Визначено критерії пошуку родовищ: 1) гідротермально-жильних та прожилково-вкраплених; 2) типу «неузгодження»; 3) гідротермальних у вулкано-тектонічних структурах; 4) комплексних уранових руд, що має суттєво збільшити об'єми і якість мінерально-сировинної бази урану (В.Б. Коваль та ін.)

Встановлено умови виникнення та формування металогенічних епох накопичення урану в осадових формаціях фанерозою платформних геологічних структур України, закономірності розміщення в них рудних концентрацій, генетичні особливості промислових уранових родовищ, що дозволило прогнозувати нарощування запасів урану в Україні та їх просторову локалізацію. Конкретизовано пошукові критерії метаморфізованих осадових формацій палеопротерозою Українського щита на комплексне уран-торій-рідкісноземельне зруденіння. Встановлено закономірності концентрації і розсіювання елементів, супутніх урану, в процесі формування і руйнації родовищ натрій-уранової формації. У зонах ураново-рудних альбітитів золото, вісмутова мінералізація, а також пов'язаний з монацитом торій нерідко концентруються в близьких до промислових кількостях і можуть мати промислове значення. Визначено перспективні структури в межах східної частини Українського щита. Обґрунтовано перспективи диверсифікації джерел сировини для виготовлення ядерного палива за рахунок освоєння екзогенних родовищ урану осадового чохла Українського щита. Видобуток урану методом підземного свердловинного вилуговування дозволить оперативно забезпечити покриття існуючого дефіциту сировини для потреб ядерного сектору енергетики країни (В.Г. Верховцев, К.Г. Сущук, Ю.О. Фомін, Ю.М. Деміхов, Ю.Є. Тищенко, І.Л. Колябіна, В.В. Покалюк, І.І. Михальченко).

Вперше серед осадів раннього докембрію Українського щита виявлено породи вкрай низького ступеня метаморфізму, які відповідають цеолітовій фації, що становить винятковий інтерес для реконструкції первинних умов осадонакопичення в епоху зародження життя на планеті. Встановлено, що вуглецеві породи Млинківської ділянки (Криворізько-Кременчуцька зона Українського щита) подібні до стратифікованих шунгітів Карелії, які є цінною мінеральною сировиною для хімічної промисловості, використання в галузі екології та охорони здоров'я (к.г.-м.н. В.Г. Яценко, В.В. Покалюк Г.О.Земсков, Л.П. Заборовська, В.В. Бондар).

**II**. За напрямом діяльності Інституту «Геохімія навколишнього середовища, радіогеохімія, радіоекологія» наукові дослідження, які розпочалися ще до створення Інституту, передусім спрямовано на вирішення проблем подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. Це визначення районів із різними типами формацій, потенційно придатних для спорудження сховища РАВ геологічного типу та еколого-геологічних критеріїв природної самоадаптації геологічного середовища до техногенного навантаження (акад. НАН України Е.В. Соботович, чл.-кор. НАН України Р.Я. Белєвцев, В.П. Бухарєв, В.В. Скворцов та ін.); оцінка автореабілітаційних властивостей природного середовища радіоактивно забруднених територій, спрямованості та швидкості природних геохімічних процесів їх самоочищення (Г.М. Бондаренко, Л.В. Кононенко, Ю.Я. Сущик, В.В. Долін, І.В. Садолько, Л.В. Демченко, О.В. Пушкарьов, І.Ф. Шраменко та ін.)

Створено нові композиційні матеріали на основі цирконоліту, пірохлору, монациту, феритгранату, голандиту та їх твердих розчинів із поліпшеними іммобілізаційними властивостями, які рекомендовано для застосувавя при компактуванні та фіксації довгоживучих радіонуклідів ВАВ для довготривалого та безпечного зберігання Розроблено проєкт технічних вимог до отримання керамічних матеріалів на основі цирконоліту (акад. НАН України Е.В. Соботович, Б.Г. Шабалін). Синтезовано композити на основі полімерів та глинистих мінералів – каолініту та бентоніту з Українських родовищ. Використання глинополімерного композиту з піском у бар'єрах понад 25 разів перевищує коефіцієнт затримки $^{137}Cs$ з глинами (Ю.Г. Федоренко, А.М. Розко, Г.П. Задвернюк та ін.).

Встановлено причини та механізм надходження тритію з приповерхневих сховищ РАВ у геологічне середовище: внаслідок фільтрації тритійованої води через бетонні стінки і днище сховища, що визначає необхідність перегляду концепції поводження з твердими тритієвими відходами. На природних мембранах

живої та неживої речовини виявлено ізотопно-осмотичні ефекти, що супроводжуються істотним фракціонуванням ізотопів водню (20–40 %). Ці ефекти відкривають перспективи фіторемедіації поверхневих водних систем та очищення рідких радіоактивних відходів і технологічних розчинів від тритієвого забруднення. Розроблено екологічно безпечний спосіб фіторемедіації технологічних водойм об'єктів ядерного паливного комплексу від тритієвого забруднення, який захищено Патентом України (чл.-кор. НАН України Р.Я. Белєвцев, В.В. Долін, О.В. Пушкарьов, В.М. Бобков, Ю.М. Деміхов, О.В. Зубко, І.М. Севрук, Т.О. Кошлякова).

Виявлено і експериментально підтверджено наявність ізотопних зсувів C, H, Mg, Fe у біологічних об'єктах та встановлено кореляційний зв'язок їх зі ступенем техногенного навантаження на навколишнє середовище і функціональною активністю живих організмів, у тому числі людини, що є індикатором патології різної етіології, які виникають у живих організмах (акад. НАН України Е.В. Соботович, к. г.-м. н. О.Б. Лисенко).

У галузі космохімії було встановлено, що примітивна речовина ранньої Сонячної туманності представлена високотемпературною пиловою компонентою. Передбачається дискретний характер формування космічних мінералів, збагачених нікелем. На основі структурно–мінералогічних досліджень примітивної речовини ранніх етапів розвитку Сонячної системи встановлено особливості утворення нового різновиду космічної речовини, збагаченої вуглецем. Доведено існування у космосі високопористої силікатної речовини, яка складає первинні тіла і частково реголіт, а також показано локальність процесу хондроутворення як у часі, так і в просторі (В.П. Семененко, А.Л. Гіріч, О.В. Цьонь).

**III**. За напрямом «Фізико-хімічні, технічні та геологічні проблеми поводження з радіоактивними і токсичними відходами» виконано низку інноваційних розробок.

На базі нової технології очищення рідких радіоактивних відходів «Тонак» створено та випробувано експериментальний зразок установки, що показала високу ефективність видалення відходів із модельних розчинів та рекомендована для дослідних випробувань на АЕС. Розроблена технологія очищення багатокомпонентних техногенних рідин, що містять радіонукліди, на засадах синергічного підходу органічно поєднує позитивні властивості трьох фізико-хімічних методів: акустично-вихрового, гідрокавітаційного та електророзрядного і дозволяє: не утворювати сольовий плав; істотно зменшити об'єм відходів та енергоспоживання (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, Ю.В. Литвиненко, Л.А. Одукалець та ін.).

Розроблено фізико-хімічну модель установки очищення трапних вод від органічних та радіоактивних забруднювачів, в якій на засадах синергічного підходу поєднано властивості як фізико-хімічних методів, так і нанотехнологій (плазмохімічний, гідрокавітаційний, електрохімічний) (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, О.М. Архипенко, В.М. Буртняк, Л.А. Одукалець, В.М. Молочко, О.В. Пугач, М.О. Стоколос, І.В. Тищенко).

Розроблено плазмохімічну технологію синтезу наноматеріалів та нанокомпозитів – високоефективних багатоцільових сорбентів для очищення технологічних вод від радіоактивного забруднення, важких металів, органічних сполук. Нанокомпозит складається з центрального конденсованого ядра, на поверхні якого розташовані наночастинки магнетиту. Призначено для застосування в процесі утилізації рідких радіоактивних відходів (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, К.І. Жебровська, Т.І. Мельниченко, В.М. Кадошніков, Л.А. Одукалець, О.М. Архипенко).

Розроблено прототип установки очищення питної води від стійких органічних забруднювачів плазмохімічним методом. Для очищення техногенно забруднених вод застосовано метод холодної плазми, що не потребує додатково хімічного оброблення. Розробку виконано у рамках Гранту Великобританії (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, Т.І. Мельниченко, В.М. Кадошніков, В.О. Ніколенко).

Розроблено принципово нову генетичну класифікацію відходів виробництва і споживання (регламентні, аварійні, термінальні та ін.), яка складає теоретичну основу для корінної зміни існуючої системи управління відходами. Розроблено інформаційно-аналітичну систему «Відходи», яка прийнята для експлуатації в якості відомчої системи Мінекобезпеки України і впроваджується в усіх територіальних підрозділах Міністерства (Б.О. Горлицький).

**IV**. Інноваційні розробки за напрямом «Цивільний захист, комплексний моніторинг і науково-технологічні основи радіаційної та техногенно-екологічної безпеки».

Створено експериментальний зразок портативної високочутливої робочої станції «FOOD LIGHT» – для вимірювання об'ємної активності гамма-випромінювання радіонуклідів Cs-137, K-40, Ra-226, Th-232 рідких, в'язких, сипучих харчових та нехарчових проб на рівні допустимих концентрацій і нижче без приготування проб методом хімічного виділення та концентрації. Розроблені технологія, методика досліджень та вимірювальний прилад застосовуються при проведенні заходів з ліквідації аварії на атомній станції Фукусіма, Японія (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, І.О. Золкін, та ін.).

Розроблено експериментальний зразок автоматизованої системи контролю за переміщенням радіоактивних матеріалів, який не має аналогів в Україні, та алгоритми для виявлення узагальнених параметрів, що характерні для контрольованого об'єкту з радіоактивними матеріалами. Запропоновано рекомендації щодо установки системи на контейнер з радіоактивними матеріалами (чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, М.О. Стоколос, О.В. Фаррахов).

Вперше в Україні створено нову експертну систему дистанційного радіаційного моніторингу на базі безпілотного літального апарату. Систему побудовано на основі сучасних інструментальних та інформаційних технологій, які дозволяють у режимі реального

часу отримати високоточні карти радіаційних забруднень та теплових аномалій. У рамках Міжнародного проєкту Єврокомісії: «Поводження з радіоактивними відходами в Україні» систему було практично апробовано у зоні відчуження Чорнобильської АЕС для виявлення буртів та траншей із захороненими радіоактивними матеріалами. Система може бути ефективно використана для протидії ядерно-радіаційного тероризму (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, І.О. Золкін, В.М. Буртняк, І.В. Тищенко, О.Д. Каленський).

Розроблено теоретико-методологічні основи нової технології просторово-часового аналізу полів радіаційного випромінювання і створено на цих засадах нові адаптивні інтегровані технічні засоби мобільного типу: «Автоматизований комплекс спектрометрії внутрішнього випромінювання людини» – «Скринер»; «Бортовий аерогаммаспектрометричний комплекс» – АСПЕК; портативну робочу станцію «Вектор», аерогаммаспектрометричну систему на базі безпілотного літаючого апарату типу «Октокоптер», застосування та впровадження яких для вирішення практичних задач забезпечить здійснення в режимі реального часу радіаційного контролю та моніторингу об'єктів ядерно-паливного циклу (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко, В.М. Буртняк та ін.).

Розроблено та впроваджено в країнах НАТО експериментальний зразок ідентифікатора-спектрометра на основі твердотільного детектора, призначеного для оперативного контролю та ідентифікації радіоактивних ізотопів на об'єктах ЯПЦ. Розробка може бути використана як базовий елемент автоматизованої системи безперервного контролю радіаційного стану зони відчуження ЧАЕС. Інновація – необслуговуюча система, що працює в режимі on-line (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.Є. Родіонов, В.М. Буртняк, М.О. Стоколос, Л.А. Одукалець, К.І. Жебровська).

Розроблено та створено експериментальний зразок програмно-технічного комплексу «Мобільна станція моніторингу радіаційного та метеорологічного стану навколишнього середовища» – «МетеоСпектр», який може бути застосовано в системі АСКРО об'єктів ЯПЦ з метою оцінки можливого радіаційного забруднення навколишнього середовища (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, О.М. Архипенко).

Розроблено спосіб виготовлення датчиків рентгенівського та гамма-випромінювання з високою роздільною здатністю на базі кадмій-телуру. Створено лабораторний зразок дозиметру (В.Є. Родіонов).

Розроблено модель тонкоплівкового металевого електрода з розвиненою поверхнею для подальшого вакуумного осадження і на її основі виготовлено матрицю. Створено технологічну базу для напилення нанорозмірних шарів вуглецю і кремнію товщиною шару 8 ÷ 40 нм та загальною товщиною до 10 мкм. Розробку виконано з метою створення нової технології і конструкції елементів літій-іонних акумуляторів, заснованої на вакуумному одержанні основних матеріалів у мікронному та субмікронному розмірах (В.Є. Родіонов).

Розроблено програмно-моделюючу систему, що дозволяє здійснювати комплексну оцінку хімічного впливу об'єктів енергетики на атмосферне повітря та населення прилеглих територій з відповідним накопиченням, збереженням, систематизацією, обробкою, аналізом, обміном та візуалізацією даних моніторингу, а також моделюванням та прогнозуванням стану приземного шару атмосфери на контрольованих територіях (О.О. Попов, А.В. Яцишин, В.О. Ковач, В.О. Артемчук, І.П. Каменева, Є.Б. Краснов та ін.).

Розроблено нові математичні засоби оптимізації системи моніторингу атмосферного повітря техногенно навантажених територій, які, на відміну від існуючих, враховують техногенні, екологічні, соціально-економічні чинники, рівень та наслідки забруднення атмосфери, що дозволяє визначати координати стаціонарних та маршрути пересувних постів у залежності від актуальних задач моніторингу для конкретної мережі/території. Математичні засоби реалізовано у вигляді спеціалізованого програмного комплексу (О.О. Попов, А.В. Яцишин, В.О. Артемчук, В.О. Ковач, В.О. Куценко).

**Впровадження результатів НДР**. Працівники Інституту стали авторами та співавторами низки патентів України на корисні моделі. За період 1996–2020 рр. Інститут отримав 35 патентів, та у 8 патентах інших організацій співробітники Інституту були співавторами.

Низку науково-дослідних розробок впроваджено на виробництві. Зокрема плазмохімічна установка для очищення трапних вод АЕС (Науково-виробниче об'єднання «Енергохім»), система оперативного радіаційного контролю швидкого реагування на базі літального апарату (Корпорація «Українські атомні прилади і системи»), система радіаційного контролю та ідентифікації іонізуючого випромінювання на основі твердотільного детектора з високими метрологічними і експлуатаційними характеристиками (ТОВ «НІГ «Мітрон»), ідентифікатор-спектрометр на основі твердотільного детектора для об'єктів ЯПЦ (ТОВ «Індра Сайєнтіфік Юкрейн»), Portable workstation for complex radiation monitoring of environment objects «Food light» (Indra – Scientific, Бельгія), інформаційно-технічні методи попередження надзвичайних ситуацій, пов'язаних з забрудненням атмосфери на територіях розміщення АЕС України (Департамент організації заходів цивільного захисту Державної служби України з надзвичайних ситуацій), нові математичні моделі забруднення атмосферного повітря викидами від стаціонарних точкових, лінійних та площинних джерел, які дозволяють визначати зони техногенного навантаження за різних режимів викидів, метеорологічних характеристик та режимів роботи техногенних об'єктів (Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління), роторно-пневматична поршнева машина та концепція побудови автономних ефективних енергогенеруючих комплексів на основі відновлювальних джерел енергії (Біоенергетична асоціація України), нова технологія виготовлення ефективного сорбенту на основі терморозширеного графіту (Перечинський районний сектор Управління Дер-

жавної служби України з надзвичайних ситуацій у Закарпатській області) та інші.

На основі патентів «Спосіб динамічного аналізу нестаціонарних радіаційних полів» (патент на корисну модель № UA 22444) та «Пристрій для проведення динамічного аналізу нестаціонарних радіаційних полів» (патент на корисну модель № UA 22498) теоретично обґрунтовано, створено та експериментально досліджено макетний зразок принципово нової адаптивної системи раннього виявлення передаварійних станів у технологічних системах АЕС та розроблено методологію його застосування в системах ядерної і радіаційної безпеки цих об'єктів. Розробку впроваджено у практичне використання на об'єктах ядерної енергетики України для експлуатаційних випробувань (акт впровадження від 21.12.2007 р.).

Розробку «Спосіб перманентного моніторингу водної форми тритію в атмосферних викидах АЕС» (патент на корисну модель UA 133297) впроваджено в Інституті проблем безпеки АЕС НАН України (акт впровадження від 14.11.2019 р.). Винахід призначено для безперервного вимірювання вмісту тритію у водяній парі газо-аерозольного викиду АЕС з реактором ВВЕР безпосередньо у вентиляційній трубі та може застосовуватися для контролю вмісту водної форми тритію у повітрі робочих та технологічних приміщень атомних електростанцій, спеціалізованих підприємств та організацій, які здійснюють діяльність щодо збирання, зберігання, захоронення та перероблення радіоактивних відходів і відпрацьованого ядерного палива.

У 2020 р. здійснено трансфер технології «Запобігання та гасіння лісових пожеж», яка включає три патенти України (UA 136998, UA 137115, UA 138573; автори Т.В. Магльована, В.В. Долін) та засіб для протипожежної обробки лісових насаджень, для впровадження у Чорнобильській зоні відчуження (Ліцензіат – Державне спеціалізоване підприємство «Еко-центр»). Ліцензіатом рекомендовано широке впровадження технологічної розробки в системі ДСНС України.

У попередні роки науковцями Інституту (Ю.Г. Федоренко, В.М. Кадошніков) розроблено, проведено експертизу та зареєстровано в Держстандарті України:

ТУУ 88.23521345.004-97. Засіб дезактивуючий «Каскад»;

ТУУ 88.23521345.005-97. Засіб очищуюче-дезактивуючий «Мусон»;

ТУУ 88.23521345.006-97. Засіб очищуючий «Айдар».

Наведені препарати демонструвались і отримали дипломи на I, II та III Міжнародній виставці–ярмарці «Екологія–98», «Екологія–99» та «Екологія–2000», Національній виставці «Україна – крок у нове тисячоліття» (1999 р.), Національній виставці «Національна академія наук України – Агропромисловому комплексу» (2000 р.).

**Рис. 15.** Чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко доповідає членам уряду держави про нові технології щодо управління техногенно-екологічною безпекою (навчання керівного складу цивільної оборони України, жовтень 2010 р.)

**Fig. 15.** Corresponding Member of NAS of Ukraine G.V. Lysychenko reports to members of the Government of Ukraine on new technologies for technogenic and environmental safety management (training of the management of the Civil Defense of Ukraine, October 2010)

**Рис. 16.** Чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко та д. т. н. Ю.Л. Забулонов (у центрі) із колегами інших установ біля експонатів Інституту (навчання керівного складу цивільної оборони України, жовтень 2010 р.)

**Fig. 16.** Corresponding Member of NAS of Ukraine G.V. Lysychenko and Dr.Techn.Sc. Yu.L. Zabulonov (center) with colleagues from other institutions near the exhibits of the Institute (training of the management of the Civil Defense of Ukraine, October 2010)

У вересні 2010 р. Інститут був співорганізатором Міжнародної спеціалізованої виставки комплексних рішень та забезпечення медичних закладів «MEDComplEX – 2010» і IX Міжнародного виставкового форуму «Технології захисту – 2010». Науковці Інституту також взяли участь у організації проведення семінару «Проблеми техногенно-екологічної безпеки та особливості розробки проєктної документації для потенційно-небезпечних об'єктів паливно-енергетичного комплексу України» (м. Київ, «Міжнародний виставковий центр»). За активну участь у цих заходах Інститут нагороджено Дипломами.

У жовтні 2010 р. експозиція Інституту з проблеми використання безпілотних літаючих апаратів для вирішення оперативних задач під час ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій була представлена на навчаннях керівного складу цивільної оборони держави і була високо оцінена керівництвом МНС України.

**Законотворча діяльність.**

Розробки фахівців Інституту широко впроваджено у законотворчій діяльності. Підготовано низку нормативних документів, Загальнодержавних та регіональних програм, Державних стандартів України. Співробітники Інституту беруть активну участь у роботі парламентських комітетів, міжфракційних депутатських об'єднань, Національної комісії з радіаційного захисту населення України, обговоренні законопроектів та підзаконних актів, зокрема:

- проєкт Загальнодержавної цільової екологічної програми поводження з РАВ, яку затверджено Законом України від 17.09.08 р. за № 516-VI (акад. НАН України Е.В. Соботович, Б.Г. Шабалін, К.І. Жебровська та ін.);
- проєкт нормативно-технічного документу «Методичні вказівки до вибору майданчика для приповерхневого захоронення радіоактивних відходів» (Б.П. Злобенко);
- Концепція Державної програми моніторингу навколишнього природного середовища України та проєкт відповідної Державної програми, які представлено для затвердження Верховній Раді України (чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко, К.І. Жебровська, Ю.Є. Тищенко);
- Концепція Державної цільової програми екологічної безпеки об'єктів гідроенергетики (чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко, чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов);
- нова редакція Комплексної програми поводження з радіоактивними відходами (акад. НАН України Е.В. Соботович, В.В. Скворцов);
- остаточна редакція проєктів законодавчих документів та пояснювальних записок до них: Закону України «Про внесення змін до Закону України «Про систему оподаткування»; Закону України «Про спеціальний Державний фонд поводження з радіоактивними відходами»; Постанови Кабінету Міністрів України «Про створення спеціального Державного фонду поводження з радіоактивними відходами» (Б.О. Горлицький, В.П. Туров);
- проект Концепції Загальнодержавної екологічної програми поводження з радіоактивними відходами (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, Ю.О. Ольховик, Є.О. Яковлєв, В.В. Долін);
- проект Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо визначення категорій зон радіоактивно забруднених територій та забезпечення населення інформацією про їх радіаційний стан» (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.В. Долін, Ю.О. Ольховик);
- Проект Закону України «Про внесення змін до Загальнодержавної програми зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта «Укриття» на екологічно безпечну систему» (чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов, В.В. Долін, Ю.О. Ольховик).

**Міжнародне наукове співробітництво.** Інститут має тісні міжнародні наукові контакти. За участю акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліша реалізовано вступ України до міжнародного союзу геологічних наук (серпень 1996 р., м. Пекін, КНР). Підтримується тісне наукове співробітництво з Далекосхідним центром РАН (Росія) з проблем «Геологія і металогенія Далекого Сходу». В межах угоди між дослідниками України, Франції, Німеччини та Голландії успішно закінчено міжнародну тему «Пошук та характеристика нового типу неземної речовини в метеоритах».

Наукове співробітництво з іноземними установами здійснювалось через виконання деяких міжнародних проєктів (TACIS, INTAS, KEC, НАТО, УНТЦ) та завдяки одержаним індивідуальним грантам. Загалом за 1996-2020 рр. виконано 25 міжнародних проєктів.

У 1996-2020 рр. Інститут приймав іноземних вчених з США, Японії, Китаю, Кореї, Бельгії, Голландії, Фінляндії, Іспанії, Німеччини, Франції, Англії, Польщі, Угорщини, Об'єднаних Арабських Еміратів з метою обговорення питань співробітництва в галузі проблем забруднення та реабілітації зони відчуження ЧАЕС, проблем конверсії, поводження з радіоактивними і токсичними відходами, підготовки спільних проєктів у галузі екологічної безпеки тощо.

Постійно проводиться робота з налагодження безпосередніх довгострокових відносин з іноземними науковими центрами та академіями. У травні 2001 р. Т.В. Дудар і Г.В. Лисиченко брали участь у Міжнародному Конгресі «Environmental Risks & the Global Community, ECO-INFORMA 2001», що проходив на базі Аргонської національної лабораторії США. На цьому Конгресі було створено міжнародну мережу оцінки ризику, до складу якої увійшло 13 країн (Вірменія, Болгарія, Угорщина, Греція, Грузія, Киргизстан, Литва, Росія, Румунія, Туреччина, США, Україна, Чеська Республіка), а також обрано національних координаторів від кожної з країн-учасниць. Координатором від України було обрано Г.В. Лисиченка.

У 2007 році Інститутом було підписано Меморандум про договір з технічного співробітництва з Корейським Науково-дослідним Інститутом атомної енергетики (KAERI, Daejeon) у рамках Угоди між КМ України і Урядом Республіки Корея про Співробітництво з використання ядерної енергії в мирних цілях.

У 2010 р. чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко відвідав Китайську народну республіку, де відбулося підписання Протоколів про наміри між Інститутом та ТОВ Хейлунцзянська компанія «Ішен» з науково-технологічного розвитку та трьохстороннього Договору про співпрацю між Інститутом, ТОВ «Розвиток науки і техніки» «ЧЖІ СІН ЧЖУН БАН» м. Харбін та Інститутом високих технологій Академії наук провінції Хейлунцзян, Китайська народна республіка.

Працівники Інституту брали неодноразову участь за програмами «Міжнародних навчань Інспекції Договору про всеосяжну заборону ядерних випробувань», а саме:

– у міжнародних навчаннях на Семипалатинському ядерному полігоні (Казахстан, 2005) – В.В. Ковалевський;

– під час підготовки та проведення навчань у Чорнобильській зоні відчуження (Україна, 2007) – Г.В. Лисиченко, С.М. Чумаченко, В.В. Ковалевський;

– у підготовчих навчальних зборах у Франції (OSI Introductory Course Integrated Field Exercise 2008) – В.В. Ковалевський.

Під час навчань здійснено польові випробування апаратури радіаційного контролю «ВЕКТОР», яку розроблено в ІГНС і яка отримала міжнародне визнання.

За програмою Експертна участь у проєкті МАГАТЕ «Ізотопні методи управління ресурсами питної води в районах, що відчувають нестачу води (RER/8/012)» між Державним комітетом ядерного регулювання України та Технічним відділом співпраці МАГАТЕ чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко та ст. н. с. В.В. Ковалевський взяли участь у 1-й координаційній зустрічі (Відень, 25-29 червня 2007 р.) та підготували довідку щодо управління ресурсами питної води в Україні.

За запрошенням МАГАТЕ д. геол. н. В.В. Долін взяв участь у роботі експертної місії МАГАТЕ у Латвії (19-24 квітня 2009 р.) та Міжнародної наради з моніторингу та обслуговування сховищ радіоактивних відходів після закінчення терміну експлуатації (Національне агенство Франції з радіаційного захисту, Шербург, Франція, 19-26 вересня 2009 р.).

Із МАГАТЕ також тісно співпрацюють к. геол. н. К.І. Жебровська та ст. н. с. Б.П. Злобенко, які неодноразово брали участь у семінарах і нарадах, присвячених виконанню міжнародних проєктів.

Останнім часом співробітники Інституту, зокрема Відділення ядерної, радіаційної та техногенно-екологічної безпеки, проходили стажування у провідних науково-дослідних та освітніх організаціях світу, зокрема у Blacksmith Institute (США), Harbin Institute of Technology (Китай), Pegasus Environmental and Nuclear Services, Inc (США), The Food and Agriculture Organization of the United Nations (Італія).

Науковці Інституту плідно співпрацюють із іноземними вченими у рамках договорів про наукове співробітництво**:**

- у галузі ізотопних досліджень з Інститутом Археології РАН, м. Москва, Педагогічним Університетом, м. Самара (Росія), Університетом Науки і Технологій, м. Краків, Польща (М.М. Ковалюх, В.В. Скрипкін).

- у галузі екологічної безпеки та енергоефективності з Люблінською Політехнікою, м. Люблін, Польща (чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко), з компанією «Indra Scientific SA», м. Брюссель, Бельгія (Ю.Л. Забулонов)

- у галузі поводження з радіоактивними відходами з Корейським Інститутом Атомної Енергії (KAERI, Південна Корея), Університетом Науки і технології Китаю (University of Science and Technology of China, Hefei) (Ю.В. Бондар), Інститутом хімічної фізики Китайської Академії наук, м. Ланчжоу (Б.П. Злобенко, Ю.Г. Федоренко, Г.П. Задвернюк, В.М. Кадошніков, Л.В. Спасова). У 2016-2018 рр. Інститут був співвиконавцем проєкту НАТО – Підтримка заходів щодо поводження з радіоактивними відходами в Україні (U4.01/10 C+D+F project) – EuropeAid/134801/C/SER/UA (співкерівник проєкту чл.-кор. НАН України Ю.Л. Забулонов).

У 2018-2020 рр. співробітники Інституту брали участь у виконанні проєктів, що фінансувалися за 7 Рамковою програмою ЄС, Рамковою програмою ЄС Горизонт 2020 «Євратом», НАТО, МАГАТЕ, фондами Великої Британії, США тощо.

У рамках виконання спільних проєктів та налагодження співпраці працівниками Інституту було проведено низку зустрічей з представниками вітчизняних та міжнародних наукових установ та організацій, серед яких слід відзначити: Clemson University (США), NATO (Бельгія), Ludwig-Maximilians University of Munich (Німеччина), The Food and Agriculture Organization of the United Nations (Італія), Blacksmith Institute (США), науково-дослідні організації PLEJADES (Німеччина), Quantum Systems (Німеччина), Mavinci (Туреччина), корпорація ASD GROUP (Туреччина), UTR Engineering & Trade Gmbh (Австрія), науково-технічна фірма Indra Scientific SA (Бельгія), Joint Research Centre of the European Commission (країни ЄС), ТОВ «Дослідний інститут природної науки і техніки» (Україна, Китай), EU-China «Vision & Action» (Китай), Nuclear Power Institute of Chine (Китай), Academic Committee of Shandong Academy of Sciens (Китай), Biology Institute of Shandong Academy of Sciens (Ки-тай), Environmental Technology Engineering Co., ltd (Китай), енергетична науково-технічна компанія Beijing Huahang Beidou Energy Technology Co. Ltd (Китай), «Environmental Resurces & Technology (Beijing) Inc.» (Китай), GET (Японія), Tokyo Institute of Technology (Японія), Korea Atomic Energy Research Institute (Південна Корея), «Asociatia de Prietenie Japonia, Ucraina, Moldova» ONG, компанія Global Technologies (Сінгапур), Oak Ridge National Laboratory (США), ДП «НАЕК «Енергоатом» (Україна) та інші.

Науковці Інституту також беруть участь у роботі та є членами низки міжнародних організацій**.**

Акад. НАН України **Е.В. Соботович** був:

— Президентом Українського відділення Міжнародної спілки «Екологія людини».

— Дійсним членом Міжнародної академії наук Євразії і Міжнародної академії технологічних наук.

— Експертом INTAS-проєктів Комісії Європейського Співробітництва.

— Дійсним членом Петровської академії наук і мистецтв, Росія.

Акад. НАН України **Є.О. Куліш** був членом таких зарубіжних організацій та наукових товариств:

– Член-кореспондент Російської академії наук.

– Почесний дійсний член (академік) Міжнародної академії мінеральних ресурсів.

– Дійсний член (академік) Академії наук Євразії.

– Член Міжнародної асоціації з генезису рудних родовищ (з 1985 р.);

– Володар срібної медалі Денверського товариства практичних гірників (США).

Чл.-кор. НАН України **Г.В. Лисиченко** був дійсним членом Петровської академії наук і мистецтв, Росія.

Д. г.-м. н. **В.П. Семененко** є представником України в міжнародній комісії з космічної мінералогії.

Д. г.-м. н. **В.Б. Коваль** був представником Міжнародної Спілки економічних геологів в Україні. Здійснював посередництво у налагодженні контактів закордонних вчених-геологів з колегами з Гірничої Ака-

демії наук України та Криворізького технічного університету.

Колишній співробітник Інституту ст. н. с. **В.В. Ковалевський** був членом робочої Підготовчої комісії Тимчасового секретаріату Організації Договору Про всебічну заборону ядерних випробувань з 1998 р. (Австрія) та членом робочої координаційної групи проєкту МАГАТЕ RER 8/012 «Isotope Methods for Management of Drinking Water Resources in Water Scarcity Areas» з 2007 р. (Австрія).

Ст. н. с., к. х. н**. М.М. Герцюк** є членом правління організацій EUSS та CEUSS.

Ст. н. с. **Б.П. Злобенко** – член міжнародної спілки радіоекологів та постійний представник України в EMRAS – проєкті МАГАТЕ.

Науковий співробітник Інституту **В.В. Скрипкін** входить до складу інтернаціональної геохронологічної комісії з радіовуглецю (Туссон, США), є членом комісії з вивчення четвертинного періоду території Польщі, а н. с. **М.М. Ковалюх** був членом вищезазначених комісій, а також віце-президентом президії Асоціації радіовуглецевих лабораторій Східної Європи.

Інститут має також представництво (членство наукових співробітників) в низці наукових організацій та товариств в Україні:

- Національній комісії з радіаційного захисту при Верховній Раді України;
- Міжвідомчій комісії з питань виконання Комплексної програми поводження з радіоактивними відходами при Кабінеті Міністрів України;
- Експертній Раді АТ «Енергоатом»;
- постійно діючій Комісії НАН України з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС;
- експертній Раді із загальних проблем зони відчуження ЧАЕС при Міністерстві з питань надзвичайних ситуацій;
- Українській науковій раді з прогнозування твердих корисних копалин при Державній геологічній службі Мінекоресурсів України;
- Робочій групі з розробки стратегії розвитку та удосконалення сировинної бази для атомної енергетики, яку створено для виконання розпорядження Президента України «Про розробку енергетичної стратегії України на період до 2030 р. і подальшу перспективу»;
- Секції з проблем захисту населення і територій Експертної ради МНС України;
- Секції «Ядерна енергетика» Науково-технічної ради Мінпаливенерго України;
- Комісії з вивчення стратиграфії кайнозою України;
- Раді Української екологічної асоціації «Зелений світ» (Всеукраїнське громадське об’єднання);
- Комісії з соціально-економічних та екологічних проблем регіонів Української екологічної асоціації «Зелений світ» (Всеукраїнське громадське об’єднання);
- Раді директорів Українського товариства стійкого розвитку (Всеукраїнська громадська організація, яка сприяє поширенню сталого розвитку, залученню населення до природоохоронної діяльності).
- Раді Українського мінералогічного товариства України.

**Публікації.** За 25 років співробітниками Інституту опубліковано близько 4000 наукових праць, у тому числі монографій, підручників, посібників, збірників – 134, статей у наукових журналах та матеріалах конференцій – 2347, тез доповідей – 1346 (рис. 17). 159 наукових праць співробітників Інституту опубліковано у наукових виданнях, які індексуються у базі даних Web of Science, 179 – у базі даних SCOPUS. Найбільш визначні монографічні відання Інституту наведено в списку літератури [1–41].

Інститут є засновником та видає з 2000 р. періодичний науковий збірник **«Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України»**, головним редактором якого був акад. НАН України Е.В. Соботович. З 2019 р. Збірник отримав назву **«Геохімія техногенезу»**. У ньому друкуються статті, які присвячено актуальним проблемам геохімії техногенезу, поводження з радіоактивними та побутовими відходами, мінерально-сировинної бази ядерної енергетики, техногенно-екологічної безпеки об’єктів паливно-енергетичного комплексу. Збірник розрахований на фахівців з екології, енергетики, геохімії, рудоутворення та металогенії та є фаховим виданням України в галузі геологічних та технічних наук.

Інститут є також співзасновником збірника наукових праць **«Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист»** та **«Журналу хроматографічного товариства»,** які є фаховими виданнями в галузі хімічних та технічних наук.

**Державна атестація.** За результатами Державної атестації наукових установ у 2020 р. Інститут віднесено до першої класифікаційної групи – наукові установи-лідери, що мають високий рівень отриманих результатів діяльності, визнання в Україні і світі, демонструють високий науковий потенціал та ефективно його використовують для подальшого розвитку, інтегровані у світовий науковий простір та Європейський дослідницький простір з урахуванням національних інтересів. Наукові установи, віднесені до І класифікаційної групи, атестуються строком на п’ять років..

**Нагороди.** Наукові досягнення працівників Інституту відзначено чисельними державними та відомчими нагородами. Серед останніх відмітимо наступні.

Першого директора ДУ «ІГНС НАН України», акад. НАН України **Е.В. Соботовича** відзначено:

1997 р. – Обрано академіком Міжнародної академії наук Євразії;

1997 р. – Почесною відзнакою МНС України за значний внесок у здійсненні заходів, пов’язаних з ліквідацією наслідків Чорнобильської катастрофи;

1998 р. – Орденом «За заслуги» ІІІ ступеня;

1998 р. – Відомчою заохочувальною відзнакою – медаллю В.І. Лучицького Держкомгеології України за заслуги у розвідці надр України;

2007 р. – Почесною грамотою Верховної Ради України;

2007 р. – Орденом «Хрест за мужність» Спілки інвалідів Чорнобиля Святошинського району м. Києва;

2007 р. – Нагрудним знаком «За вагомий внесок у розвиток атомної енергетики України» Міністерства палива та енергетики України;

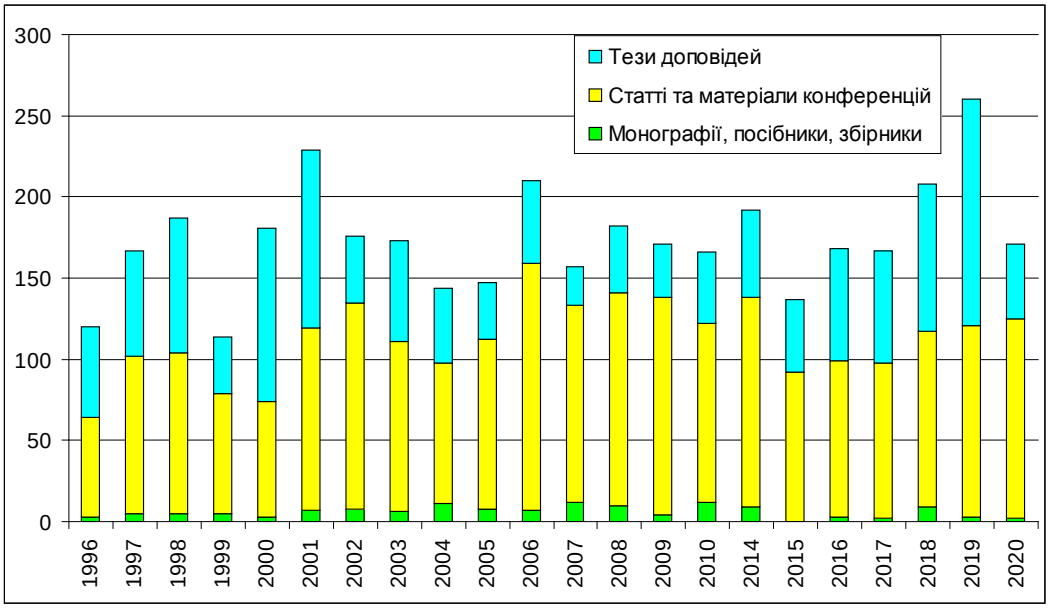



**Рис. 17.** Публікаційна активність співробітників Інституту
**Fig. 17.** The Institute staff publications

2007 р. – Відзнакою «Почесний розвідник надр» Державної геологічної служби Міністерства охорони навколишнього природного середовища України;

2007 р. – Відзнакою «За наукові досягнення» НАН України;

2007 р. – Обрано почесним членом Петровської академії наук і мистецтв;

2008 р. – Орденом «За заслуги» II ст. з нагоди відзначення Дня науки та 90-річчя НАН України.

Чл.-кор. НАН України **Г.В. Лисиченка** у 1997 р. нагороджено Почесною відзнакою МНС України за значний внесок у здійсненні заходів, пов'язаних з ліквідацією наслідків Чорнобильської катастрофи. Георгій Віталійович – кавалер орденів «За заслуги» III ступеня (2006) та «За заслуги» II ступеня (2011), лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки (2012), дійсний член Петровської академії наук і мистецтв (2005), почесний працівник атомної енергетики (2006), нагороджений численними відзнаками та грамотами центральних органів виконавчої влади України.

За заслуги у розвідці надр України в 1998 р. відомчою заохочувальною відзнакою – медаллю В.І. Лучицького Держкомгеології України нагородив акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліша та д. г.-м. н. Г.І. Каляєва.

У 2005 р. завідувача відділу, д. г.-м. н. В.П. Бухарєва нагороджено Почесною грамотою Президії НАН України та Центрального комітету профспілки працівників НАН України і Почесним знаком ім. Л.І. Латугіна «За заслуги в розвідці надр» Державної геологічної служби України. Цього ж року науковому співробітнику, к. г.-м. н. С.В. Бухарєву присвоєно звання Державної геологічної служби України «Почесний розвідник надр».

У 2006 р. до 20-ї річниці Чорнобильської катастрофи заступника директора з наукової роботи, д. г.-м. н. Г.М. Бондаренка нагороджено медаллю «За пра-цю та звитягу». 15 співробітників Інституту нагороджено Почесною грамотою Президії НАН України та Центрального комітету профспілки працівників НАН України.

У 2008 р. з нагоди відзначення Дня науки та 90-річчя НАН України низка працівників Інституту отримали державні та відомчі нагороди та відзнаки. Акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Кулішу присвоєно почесне звання «Заслужений діяч науки і техніки України»; завідувача відділу космоекології та космічної мінералогії, д. г.-м. н. В.П. Семененко нагороджено відзнакою НАН України «За підготовку наукової зміни»; вченого секретаря Інституту, к. г.-м. н. І.Ф. Шраменка нагороджено Почесною відзнакою МНС України та Почесною грамотою Президії НАН України та Центрального комітету профспілки працівників НАН України. Цією грамотою також нагороджено зав. відділу ядерно-фізичних технологій, д. т. н. Ю.Л. Забулонова, ст. н. с., к. г.-м. н. В.О. Вайла, ст. н. с., к. ф.-м. н. Л.В. Демченко та інженера 1 категорії В.В. Лях.

У 2009 р. за вагомі наукові здобутки, підготовку наукової зміни та з нагоди 60-річного ювілею завідувача відділу, д. г.-м. н. В.П. Семененко Указом Президента України від 05.06.09 р. нагороджено Орденом Княгині Ольги 3 ступеня.

За час існування Інституту його працівниками отримано 5 Державних премії України в галузі науки і техніки.

За цикл робіт «Геохімія, петрологія і рудоносність докембрію Українського щита» лауреатами Державної премії України в галузі науки і техніки 1998 року стали співробітники Центру: чл.-кор. НАН України

Р.Я. Белєвцев, акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліш, чл.-кор. НАН України Ю.П. Мельник, д. г.-м. н. Г.І. Каляєв, д. г.-м. н. В.Б. Коваль.

За цикл робіт «Регіональна океанологія: стан середовища та мінерально-сировинні ресурси Атлантичного, Індійського, Південного океанів та їх морів» акад. НАН України Е.В. Соботовичу (в колективі авторів) присуджено Державну премію України в галузі науки і техніки 2000 року.

Заст. директора з наукової роботи, д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко у складі авторського колективу з інших організацій отримав Державну премію в галузі науки і техніки 2004 року за цикл робіт «Комплексне дослідження впливу Чорнобильської катастрофи на навколишнє середовище, наукове обґрунтування реабілітації забруднених територій та радіаційного захисту населення України».

Чотири співробітники Інституту – (зав. від., д. геол. н. В.В. Долін, пр. н. с., д. г.-м. н. І.Л. Комов, вч. секре-тар, к. г.-м. н. І.Ф. Шраменко, н. с., к. біол. н. О.О. Орлов) у складі авторського колективу з 8 осіб стали лауреатами Державної премії України в галузі науки і техніки 2006 р. за цикл робіт «Геохімія техногенезу: токсичні елементи в навколишньому природному середовищі України».

У 2012 р. лауреатами Державної премії України в галузі науки і техніки стали заст. директора Інституту, чл.-кор. НАН України Г.В. Лисиченко та зав. відділу, д. т. н. Ю.Л. Забулонов.

За результатами конкурсу наукових робіт в 1998 р. за роботу «Стратегія дезактивації» отримали премії президентів академій наук України, Білорусі і Молдови співробітники Центру: акад. НАН України Е.В. Соботович, д. г.-м. н. Г.М. Бондаренко та к. г.-м. н. М.П. Мовчан.

Акад. НАН України та чл.-кор. РАН Є.О. Куліш у 1999 р. став лауреатом конкурсу фундаментальних наукових робіт Далекосхідного відділення РАН, який присвячено 275-річчю академії наук – отримав ІІІ премію за цикл робіт «Формирование ландшафтов Дальнего Востока и процессы россыпеобразования» (Владивосток, 1999 р.).

У 2018 році співробітники ДУ «ІГНС НАН України» отримали наступні державні нагороди:

– Премія Верховної Ради України найталановитішим молодим ученим у галузі фундаментальних і при-кладних досліджень та науково-технічних розробок за 2017 рік (Постанова Верховної Ради України № 2503-VIII від 11.07.2018 р.) за роботу «Математичні та програмні засоби вирішення задач моніторингу атмосферного повітря техногенно-навантажених територій»: в.о. завідувача відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України», д. т. н., с. н. с. О.О. Попов; старший науковий співробітник відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України», к. т. н., с. н. с. В.О. Артемчук.

– Премія Президента України для молодих вчених 2018 року (Указ Президента України № 419/2018 від 07.12.2018 р.) за роботу «Методи та програмні засоби в задачах попередження надзвичайних ситуацій при забрудненнях атмосферного повітря»: в.о. завідувача відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України», д. т. н., с. н. с. О.О. Попов; старший науковий співробітник відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України», к. т. н., с. н. с. В.О. Артемчук; докторант ДУ «ІГНС НАН України», к. т. н. В.О. Ковач; провідний науковий співробітник відділу цивільного захисту та інноваційної діяльності ДУ «ІГНС НАН України», д. т. н., с. н. с. А.В. Яцишин.

– Премія Київського міського голови за особливі досягнення молоді у розбудові столиці України – міста-героя Києва (Розпорядження Київського міського голови № 358 від 01 червня 2018 року) за дослідження уразливості підземних вод м. Києва до антропогенного впливу за показниками активності тритію у воді: старший науковий співробітник відділу екогеології та термодинаміки геосфер, к. геол. н. Т.О. Кошлякова.

У 2019 році співробітники ДУ «ІГНС НАН України» отримали наступні державні нагороди:

– Премія Верховної Ради України молодим ученим 2019 року (Постанова Верховної Ради України «Про Премію Верховної Ради України молодим ученим» № 2675-VIII від 05.02.2019 р.) за роботу «Розробка підходів та засобів підвищення ефективності функціонування мережі екологічного моніторингу довкілля урбанізованих територій»: провідний науковий співробітник відділу цивільного захисту та інноваційної діяльності ДУ «ІГНС НАН України» д. тех. н., с. н. с. А.В. Яцишин та с. н. с. відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН Укра-їни», к. тех. н. В.О. Ковач.

– Премія для молодих учених і студентів вищих на-вчальних закладів за кращі наукові роботи, що прису-джуються Національною академією наук України у 2019 році. (Повідомлення прес-служби Національної академії наук України від 13.06.2019 р.) за наукову роботу «Кінетика ізотопно-водневого обміну в глини-стих мінералах»: старший науковий співробітник від-ділу екогеології та термодинаміки геосфер, к. геол. н. І.М. Севрук.

– *Іменна стипендія Верховної Ради України для молодих учених-докторів наук* (Постанова Верховної Ради України № 2676-VIII від 05.02.2019 р.) виконуючому обов'язків завідуючого відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України» д. тех. н., с. н. с. **О.О. Попову**.

– *Почесна нагорода Міжнародного академічного рейтингу «Золота фортуна»* Міжнародної академії рейтингових технологій і соціології (МАРТІС) за видатні здобутки в галузі наук про Землю та екологічної безпеки заступнику директора з наукової роботи Державної установи «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», д. геол. н., проф. **В.В. Долін**.

У 2020 році співробітники ДУ «ІГНС НАН України» отримали такі нагороди:

– *Іменна стипендія Верховної Ради України для молодих учених-докторів наук (Постанова Верховної Ради України 765-IX від 13.07.2020 р.)* була присуджена заступнику директора з науково-організаційної роботи, д. т. н., с. н. с. **О.О. Попову**.

– *Премія Кабінету Міністрів України за розроблення і впровадження інноваційних технологій у 2020 році* було присуджено 2 грудня 2020 р. с. н. с. відділу

технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки, д. т. н., с. н. с. **Д.В. Чарному** за роботу «Нові технології підготовки води для використання її сільським населенням та підприємствами агропромислового комплексу».

– *Премія Верховної Ради України за 2019 рік молодим вченим, що мають вагомі наукові здобутки в проведенні фундаментальних та/або прикладних досліджень* (Постанова Верховної Ради України «Про Премію Верховної Ради України молодим ученим» № 1043-IX від 02.12.2020 р.) за роботу «Розробка підходів та засобів підвищення ефективності функціонування мережі екологічного моніторингу довкілля урбанізованих територій» отримали: пров. н. с. відділу цивільного захисту та інноваційної діяльності ДУ «ІГНС НАН України» д. т. н., с. н. с. **А.В. Яцишин** та пров. н. с. відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «ІГНС НАН України», к. т. н. **В.О. Ковач**.

– *Відзнакою Національної академії наук України для молодих учених «Талант, натхнення, праця»* (Постанова Президії Національної академії наук України постановою від 23 жовтня 2020 р.) нагороджено: с. н. с. відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки к. т. н., с. н. с. **В.О. Артемчука** та к. т. н., с. досл. **А.О. Запорожця**.

– *Подяки Президії НАН України за вагомий особистий внесок у справу підтримки наукової діяльності молодих вчених Національної академії наук України, всебічного сприяння реалізації їх творчого потенціалу та активну участь у заходах з популяризації наукових здобутків серед школярів і студентів у* грудні 2020 р. отримали: пров. н. с. відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки к. т. н. **В.О. Ковач** та с. н. с. цього відділу, к. т. н., с. н. с. **В.О. Артемчук**.

**Висновки**.

Нині ДУ «ІГНС НАН України» є однією з провідних наукових установ України в галузі мінеральних ресурсів для ядерної енергетики, поводження з радіоактивними і токсичними відходами, екологічної та радіаційної безпеки, що має світове визнання та тісно співпрацює з науковими організаціями. Керівництво Інституту докладає значних зусиль, щоб підняти престиж і конкурентну спроможність наукових розробок на вітчизняному і міжнародному рівні.

Завдяки активній роботі наукових шкіл в Інституті відбувається підготовка молодих перспективних наукових кадрів, які демонструють досягнення у роботі, успішно захищають дисертації, отримують премії і стипендії від Президента та Верховної ради України для молодих вчених. Результати наукових досліджень є практико-орієнтованими та постійно впроваджуються на підприємствах та організаціях. Оновлена стратегія розвитку Інституту враховує сучасні вимоги та тренди у науковій, промисловій та освітній сферах. Інститут продовжує розвиватися, створюючи позитивний імідж української науки на міжнародній арені.

**Література**


1. Чорнобильська катастрофа / Гол. ред. В.Г. Бар'яхтар. – К.: Наук. думка, російською мовою – 1995 р., українською мовою (з доповненнями) – 1996 р., англійською мовою – 1997 р.
2. Gieochemische Aspekte der Katastrophe in Tschernobyl. Klitzschen, Deutschiand, Elbe-Dniper-Verlag, 1997. Автори: Е.В. Соботович, Г.М. Бондаренко та ін.
3. Бондаренко Г.М., Долін В.В., Кононенко Л.В. та ін. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Під ред. Ю.О.Іванова, В.В.Доліна. — Чернівці: Зелена Буковина, 2001. – 252 с.
4. Комов И.Л., Шраменко И.Ф., Диденко П.И. и др. Методическое пособие по обращению с тритиевыми отходами. – Чернівці: Зелена Буковина, 2001. – 120 с.
5. Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. – К.: Наук. думка, 2002. – 370 с.
6. Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. – К.: Наук. думка, 2004. – 221 с.
7. Komov I., Frolov O., Kulish E. and al. Methods and Facilities for the Assessment of the Radon-Hazard Potential. – К.: Логос, 2004. – 416 p.
8. Komov I.L. Radiation of mineralogy and geochemistry. – К.: Логос, 2004. – 420 с.
9. Кулиш Е.А., Михайлов В.А. Урановые руды мира. Геология, ресурсы, экономика. – К.: Логос, 2004.– 287 с.
10. Покалюк В.В., Кулиш Е.А. Геология и литогенез досаксаганских метаморфических комплексов Криворожского железорудного бассейна. – К.: Логос, 2004. – 245 с.
11. Скворцов Д.В. Возможно ли захоронение долгоживущих радиоактивных отходов в шахтах Украины. – К.: Геопринт, 2003. – 92 с.
12. Кулиш Е.А., Плотников А.В. Геологические факторы экономической ценности железорудных месторождений. – К.: Логос, 2005. – 322 с.
13. Комов И.Л., Кулиш Е.А., Диденко П.И., Шраменко И.Ф. и др. Основные проблемы радоновой безопасности. – К.: Логос, 2005. – 351 с.
14. Соботович Э.В., Довгий С.А., Лысенко О.Б. Экологическая энциклопедия. – К.: Логос, 2005. – Т. 1. – 720 с.
15. Кулиш Е.А., Михайлов В.А. Геохимия, минералогия, генезис и классификации месторождений урана. – К.: Логос, 2006. – 213 с.
16. Чорнобильська катастрофа – 20 років: участь Інституту геохімії навколишнього середовища в подоланні наслідків / За ред. Е.В. Соботовича, Г.М. Бондаренка, Г.В. Лисиченка. – К.: Салютіс, 2006. – 408 с.
17. Комов И.Л. Радиационная минералогия и геохимия / Под ред. Е.А. Кулиша и Г.Т. Остапенка. – К.: Наук. думка, 2006. – 440 с.
18. Комов И.Л., Кулиш Е.А. Неметаллические полезные ископаемые (ресурсы, оценка, комплексное использование) / Под ред. Е.Ф. Шнюкова. – К.: ИГОС НАН и МЧС Украины, 2007. – 501 с.
19. Кулиш Е.А., Нырков Е.А. Топоминералогия и прогнозно-поисковая модель вольфрамового оруденения Кавказа / Под ред. В.М. Воеводина. – К.: Логос, 2007. – 255 с.
20. Кулиш Е.А., Покалюк В.В., Яценко В.Г. Петрохимия раннепротерозойских метакластолитов нижней свиты Кривбасса в связи с условиями их седиментации / Под ред. Е.Б. Глевасского. – К.: Логос, 2007. — 76 с.
21. Белевцев Р.Я., Бойченко С.Г. Спивак С.Д., Николаенко В.И. и др. Термодинамика газового обмена в окружающей среде / Под ред. Р.Я. Белевцева. – К.: Наук. думка, 2007. – 248 с.
22. Соботович Э.В., Довгий С.А., Лысенко О.Б. Экологическая энциклопедия. – К.: Логос, 2007. – Т. 2. – 908 с.
23. Кулиш Е.А., Плотников А.В. Экономическая геология марганцевих руд. – К.: Логос, 2007. – 309 с.

24. Кулиш Е.А., Комов И.Л., Покалюк В.В. Месторождения руд металлов и их комплексное использование. – К.: ИГОС НАН и МЧС Украины, 2008. – 275 с.

25. Яценко В.Г. Геология, минералогия и генезис графита Украинского щита – К.: Логос, 2008. – 127 с.

26. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління. – К.: Наук. думка, 2008. – 540 с.

27. Кулиш Е.А., Сорокин А.П., Яценко В.Г. Стратегические минеральные ресурсы Украины и Дальнего Востока России. – К.: Логос, 2009. – 77 с.

28. Орлов О.О., Долін В.В. Біогеохімія цезію-137 у лісоболотних екосистемах Українського Полісся. – К.: Наук. думка, 2010. – 198 с.

29. Лисиченко Г.В., Мельник Ю.П., Лисенко О.Ю., Дудар Т.В., Нікітіна Н.В.Уранові руди України (геологія, використання, поводження з відходами виробництва). – К.: Наук. думка, 2010. – 221 с.

30. Кулиш Е.А., Комов И.Л., Яценко В.Г., Земсков Г.А., Крамар О.А., Покалюк В.В. Стратегические минеральные ресурсы Украины для ядерной энергетики. – К.: Логос, 2010. – 287 с.

31. Покалюк В.В. Литогенез в раннем докембрии Криворожского железорудного бассейна. – LAP LAMBERT Academic Publishing (електронний ресурс - https://www.morebooks.de/store/fr/book/Литогенез-в-раннем-докембрии-Криворожского-железорудного-бассейна/isbn/978-3-330-32488-6), 2017. – 461 с. – (Обл.-вид. арк. 29,0. ISBN 978-3-330-32486-6).

32. Вибрані наукові праці академіка В.І. Вернадского. Т. 7: Праці з геохімії та радіогеології, кн. 1. // Автори-укладачі Е.В. Соботович, В.В. Долін /За ред. Е.В. Соботовича, В.В. Доліна, Г.М. Бондаренка, Р.Я. Бєлєвцева. - К.: Фенікс, 2012. – 824 с.

33. Вибрані наукові праці академіка В.І. Вернадского. Т. 7: Праці з геохімії та радіогеології, кн. 2. // Автори-укладачі Е.В. Соботович, В.В. Долін /За ред. Е.В. Соботовича, В.В. Доліна, Г.М. Бондаренка, Р.Я. Бєлєвцева. - К.: Фенікс, 2012. – 668 с.

34. Володимир Іванович Вернадський. Геохімія живої речовини. Т.4: кн. 1 // Автори-укладачі Акімов І.А., Харченко В.О., Долін В.В. та ін. / За ред.І.А. Акімова, Е.В. Соботовича, А.М. Голубця та ін. - К.: ТОВ «Велес», 2012. — 504 с.

35. Володимир Іванович Вернадський. Геохімія живої речовини. Т.4: кн. 2 // Автори-укладачі Акімов І.А., Харченко В.О., Долін В.В. та ін. / За ред.І.А. Акімова, Е.В. Соботовича, А.М. Голубця та ін. - К.: ТОВ «Велес», 2012. — 582 с.

36. Верховцев В.Г., Кузьмін А.В., Ярощук М.О. та ін. Перспективи розвитку торієвої сировинної бази ядерної енергетики України – К.: «Наук. думка», 2017. – 269 с.

37. Dudar T., Lysychenko G., Buhera M. Uranium resources of Ukraine: geology, mineralogy, and some mining aspects. – Рига (Латвія). Lambert Publishing House, 2018. – 100 с.

38. Верховцев В.Г., Бугера М.А., Булгаков В.П. та ін. Комплексний геоекологічний моніторинг зони впливу Ташлицької ГАЕС та Олександрівського водосховища (1998–2016 рр.). – – К.: «Наук. думка», 2017. – 360 с.

39. Верховцев В.Г., Сущук К.Г., Фомін Ю.О. та ін. Металогенія урановорудних районів в осадовому чохлі Українського щита – К.: «Наук. думка», 2019. – 200 с.

40. Лавриненко О.М. Процеси фазоутворення в системі гальваноконтактів залізо (Ст3) – вуглець (кокс) у водному середовищі — К.: «КІМ», 2019. – 300 с.

41. Popov O., Iatsyshyn Andrii, Kovach V., Iatsyshyn Anna, Artemchuk V., Zaporozhets A. et al. Systems, Decision and Control in Energy I. Studies in Systems, Decision and Control: collective monograph / ed. by V.P. Babak, V.M. Isaienko, A.O. Zaporozhets: Springer International Publishing, 2020. – Vol. 298. - 279 p.

**References**

1. The Chernobyl disaster (1997). Kiev. Naukova Dumka

2. Gieochemische Aspekte der Katastrophe in Tschernobyl. Klitzschen, Deutschiand, Elbe-Dniper-Verlag, 1997. Автори: Е.В. Соботович, Г.М. Бондаренко та ін.

3. Bondarenko H.M., Dolin V.V., Kononenko L.V. (2001) Chernivtsi: Zelena Bukovyna. 252 p.

4. Komov Y.L., Shramenko Y.F., Dydenko P.Y. (2001) Chernivtsi: Zelena Bukovyna. 120 p.

5. Sobotovych E.V., Bondarenko H.N., Kononenko L.V. (2002). Kyyiv. Nauk. Dumka.370 p.

6. Dolin V.V., Bondarenko H.M., Orlov O.O. (2004). Kyyiv. Naukova Dumka.221 p.

7. Komov I., Frolov O., Kulish E. and al. Methods and Facilities for the Assessment of the Radon-Hazard Potential. Kyiv: Logos, 2004. 416 p.

8. Komov I.L. (2004). Radiation of mineralogy and geochemistry. Kyiv: Logos, 420 c.

9. Kulish Ye.A., Mikhaylov V.A. (2004). Kyiv: Logos. 287 p.

10. Pokalyuk V.V., Kulish Ye.A. (2004). Kyiv: Logos. 245 p.

11. Skvortsov D.V. (2003). Kiĭv: Geoprint. 92 s.

12. Kulish Ye.A., Plotnikov A.V. (2005). Kyiv: Logos. 322 p.

13. Komov I.L., Kulish Ye.A., Didenko P.I., Shramenko I.F. (2005). Kyiv: Logos. 351 p.

14. Sobotovych É.V., Dovhyy S.A., Lysenko O.B. (2005). Kyyiv: Lohos. T. 1. 720 p.

15. Kulish E.A., Mikhailov V.A. (2006). Kyiv: Logos. 213 p.

16. The Chernobyl disaster - 20 years: the participation of the Institute of Environmental Geochemistry in overcoming the consequences. 2006. Kyiv: Salutis. 408 p.

17. Komov Y.L. (2006). Kyyiv. Naukova Dumka. 440 p.

18. Komov I.L., Kulish E.A. (2007). Kyiv: IGOS NAS and Ministry of Emergencies of Ukraine. 501 p.

19. Kulish E.A., Nyrkov E.A. (2007). Kyiv: Lohos. 255 p.

20. Kulysh E.A., Pokalyuk V.V., Yatsenko V.H. (2007). Kyyiv: Lohos. 76 p.

21. Belevtsev R.YA., Boychenko S.H. Spyvak S.D., Nykolaenko V.Y. (2007). Kyyiv. Naukova Dumka. 248 p.

22. Sobotovych E.V., Dovhyy S.A., Lysenko O.B. (2007). Kyyiv: Lohos. T. 2. 908 p.

23. Kulish E.A., Plotnikov A.V. (2007). Kyiv: Lohos. 309 p.

24. Kulish E.A., Komov I.L., Pokalyuk V.V. (2008). Kyiv: IGOS NAS and Ministry of Emergencies of Ukraine. 275 p.

25. Yatsenko V.H. (2008). Kyyiv: Lohos. 127 p.

26. Lysychenko H.V., Zabulonov YU.L., Khmil′ H.A. (2008). K.: Nauk. Dumka. 540 p.

27. Kulysh E.A., Sorokyn A.P., Yatsenko V.H. (2009). Ky-yiv: Lohos. 77 p

28. Orlov O.O., Dolin V.V. (2010) Kyyiv: Naukova dumka, 198 p.

29. Lysychenko H.V., Mel′nyk YU.P., Lysenko O.YU., Dudar T.V., Nikitina N.V. (2010). Kyyiv: Naukova dumka. 221 p.

30. Kulish E.A., Komov I.L., Yatsenko V.G., Zemskov G.A., Kramar O.A., Pokalyuk V.V. (2010). Kyiv: Logos. 287 p.

31. Pokalyuk V.V. 2017. LAP LAMBERT Academic Publishing. 461 p. Available at: https://www.morebooks.de/store/fr/book/Литогенез-в-раннем-

докембрии-Криворожского-железорудного-бассейна/isbn/978-3-330-32488-6.
32. Vybrani naukovi pratsi akademika V.I. Vernadskoho. Vol. 7: Works on geochemistry and radiogeology, book. 2 Kyyiv: Feniks, 2012. 824 p.
33. Vybrani naukovi pratsi akademika V.I. Vernadskoho. V. 7: Works on geochemistry and radiogeology, book. 2. Kyyiv: Feniks, 2012. 668 p.
34. Volodymyr Ivanovych Vernads′kyy. Heokhimiya zhyvoyi rechovyny. V.4: book 1 Kyyiv: TOV «Veles», 2012. 504 p
35. Volodymyr Ivanovych Vernads′kyy. Heokhimiya zhyvoyi rechovyny. V.4: book 2. K.: TOV «Veles», 2012. 582 p.
36. Verkhovtsev V.H., Kuzmin A.V., Yaroshchuk M.O. (2017). Kyyiv: Naukova dumka. 269 p.
37. Dudar T., Lysychenko G., Buhera M. (2018). Ryha (Latviya). Lambert Publishing House. 100 p.
38. Verkhovtsev V.H., Buhera M.A., Bulhakov V.P. (2017) Kyyiv: Naukova dumka. 360 p.
39. Verkhovtsev V.H., Sushchuk K.H., Fomin YU.O. (2019) Kyyiv: Naukova dumka. 200 p.
40. Lavrynenko O.M. (2019). Kyyiv: «KIM». 300 p.
41. Popov O., Iatsyshyn Andrii, Kovach V., Iatsyshyn Anna, Artemchuk V., Zaporozhets A. (2020). Springer International Publishing. Vol. 298. 279 p.

**SCIENTIFIC AND ORGANIZATIONAL ACTIVITIES OF THE SI "THE INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY OF NAS OF UKRAINE" IN 1996–2021**

***Yu. Zabulonov, V. Dolin, I. Shramenko***

**Yu. Zabulonov**, Doctor of Technical Sciences, Corresponding member of the National Academy of Sciences of Ukraine, prof., State Institution "The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua
**V. Dolin,** D. Sc. (Geol.), State Institution "The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID: 0000-0001-6174-2962, vdolin@ukr.net
**I. Shramenk**o, Researcher, State Institution "The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine", ORCID:0000-0001-7746-2332, shramenko_ivan@ukr.net

*According to the results of the state attestation on the eve of the 25th anniversary of foundation, the State Institution "The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine" is one of the leading scientific institutions in Ukraine. The Institute has qualified staff and high level of research which are efficiently used for further development and integration into the European and world scientific community, taking into account the national interests. The main research areas of the Institute are the fundamental problems of the integrated development of the mineral-resource base for the nuclear-power engineering; environmental geochemistry, radiogeochemistry, radioecology; physico-chemical, technical and geological problems of radioactive and toxic waste management; civil protection, complex monitoring, and scientific and technological foundations of radiation, technogenic and environmental safety. The following scientific schools have been established and developped at the Institute: uranium ore, metallogenic, biogeochemistry, environmental geochemistry, space mineralogy, technogenic and environmental safety of potentially dangerous objects, nuclear-physical technologies and systems. The Institute trains young postgraduates and researchers who demonstrate good achievements in their work, successfully defend dissertations, receive awards and scholarships for young scientists from the President and the Verkhovna Rada of Ukraine. The results of the scientific research are practice-oriented and used by various enterprises and organizations. The article presents the main achievements of the Institute in 1996–2021.*

***Keywords****: nuclear energy, mineral resources, environmental safety, nuclear fuel cycle, radioactive and toxic waste management, complex ecological monitoring, emergency prevention, software modeling complexes.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.034
УДК 504.5.06+911.375

**Васютинська К.А., Барбашев С.В.**

**Васютинська К. А.,** к.х.н., зав.кафедри, Державний університет «Одеська політехніка» ORCID:0000-0001-9800-1033, e.a.vasutinskaya@op.edu.ua, ekaterina.vasutinskaya@gmail.com
**Барбашев С. В.,** д.т.н., проф. Державний університет «Одеська політехніка», ORCID: 0000-0001-5446-153X, barbashev@op.edu.ua, josik65@gmail.com

# ОЦІНКА ВПЛИВУ ФАКТОРІВ УРБАНІЗАЦІЇ НА НЕБЕЗПЕКУ АКТИВІЗАЦІЇ КАРСТОВИХ ПРОЦЕСІВ У РЕГІОНАХ УКРАЇНИ

*Статтю присвячено проведенню аналізу небезпек виникнення екзогенних геологічних процесів, а саме карстових, в умовах урбанізаційних процесів. Показано, що масштаби геоекологічних проблем прямо чи опосередковано визначаються масштабами урбанізації. Актуальність роботи пов´язана із вивченням характеру змін поширення карстових порід у регіонах різного рівня урбанізації за період 2001 – 2020 рр. Основна мета – аналіз небезпек розвитку карсту у взаємозв'язку з факторами урбанізаційних процесів у регіонах України на основі індикаторного методу. Визначено особливості впливу урбанізованих територій на ініціювання стихійних лих і загроз геологічного характеру. Урбогенне навантаження регіонів оцінювалось із застосуванням визначених та розрахованих раніше індикаторів екологічної та еколого-демографічної урбанізації. Проведено оцінювання залежності показника небезпеки поширення карстових порід та індикатора екологічної урбанізації в регіональному розрізі. Показано, що в третині областей зростаючі рівні небезпек карстових процесів практично збігаються з ростом ступеня екологічної урбанізації. Відзначено зростання майже вдвічі площ порід, здатних до карстування, протягом 2001 – 2020 років в усіх адміністративних областях. Розраховано коефіцієнт розширення карстових територій за означений період. Виділено чотири групи областей за приростом карстових площ у порівнянні з небезпеками карстових процесів і індексом еколого-демографічної урбанізації. Відзначено розширення площ відкритого карсту в Закарпатській, Одеській, Рівненській, Херсонській, Чернівецькій областях. Для цієї групи регіонів встановлено тенденцію збільшення площ відкритого карсту відповідно до зростання значень показників урбанізації. Це пояснюється експлуатацією природних територіальних ресурсів, зміною характеру землекористування, збіднінням рослинного покриву, техногенними навантаженнями на ґрунт та порушеннями рівноваги взаємодії поверхневих і підземних вод на урбанізованих територіях. Таким чином, різні за урбогенним навантаженням регіони України диференційовані залежно від територіального показника небезпеки карстоутворення, а також динаміки змін площ активізації карсту.*

***Ключові слова:*** *урбанізація, екзогенний геологічний процес, карст, поверхневий карст, вплив міського середовища, індикатор .*

**Вступ**. Урбанізація є невід'ємною рисою сучасної цивілізації, способом пристосування людини до умов науково-технічного прогресу. Поєднання процесів техногенезу та урбанізації в Україні призвели до екстремально нерівномірного розселення 70 % міського населення на площах, що займають близько 3% території країни (19 тис. км$^2$) [1]. Концентрування соціального та індустріально-економічного розвитку в містах одночасно призвело до руйнівних змін довкілля на урбанізованих територіях та підвищення ризиків сполучення природних лих та техногенних аварій. Комплексні антропогенно-техногенні фактори здійснюють деструктивний вплив насамперед на геологічний фундамент урбогенних ландшафтів та ініціюють небезпечні екзогенні геологічні процеси (НЕГП), такі як зсуви, селі, карст, підтоплення та інші. Сьогодні 25 % населення світу живе в районах активізації карстових процесів [2], які проявляються не тільки у формі карстових воронок чи провалів у ґрунтах. З карстом, наприклад, асоційовані підтоплення у випадках високого залягання водоносних горизонтів, або зсуви, що відбуваються на схилах, ослаблених карстифікацією. Небезпеки, пов'язані з карстовими процесами, швидко зростають і поширюються на міські райони [3], особливо, якщо вони розвивалися без належного планування з урахуванням гідрогеологічних особливостей забудованих територій.

В Україні дослідження небезпечних геодинамічних процесів є актуальними для значної частини її території. На даний час вивчено небезпеки екзогенних геологічних процесів (ЕГП) у зв'язку з функціонуванням транспортних об'єктів, магістральних газопроводів та ліній електропередачі, ризики ініціації НЕГП під впливом кліматичних факторів [4]. Широко представлені дослідження щодо виявлення небезпек геологічного характеру в окремих регіонах країни, наприклад, Дніпропетровській [5], Львівській [6], Харківській областях [7]. Фундаментальні дослідження із застосуванням критеріального аналізу природних і

техногенних факторів НЕГП наведено в роботі [8] на прикладі Карпатського регіону.

Зауважимо, що практично в усіх дослідженнях відзначається значний внесок техногенних впливів на активізацію геологічних небезпек. Однак причинно-наслідкові зв'язки між певним рівнем урбогенного навантаження на територію регіонів України і динамікою небезпек геологічного характеру, в тому числі карсту, вивчені недостатньо. У даному контексті актуально простежити особливості змін поширення територій карстових процесів у регіонах різного рівня урбанізації за останні десятиріччя. Мета роботи полягала в проведенні аналізу небезпек розвитку карсту у взаємозв'язку з факторами урбанізаційних процесів у регіонах України на основі індикаторного методу. Новизна роботи обумовлена проведенням диференціації адміністративних областей за показниками карстової небезпеки відповідно до показників екологічної урбанізації.

**Методологія дослідження**. У роботі використано методи статистичного та графічно-аналітичного аналізу. Регіональні показники активізації НЕГП, за даними моніторингу, були отримані з масиву даних щорічників ДНВП «Геоінформ» за період 2010 – 2021 роки [9]. Аналогічні дані за 2001 рік – з джерела [10]. Графічний аналіз виконувався із застосуванням програмного забезпечення MS Office Excel. Усі показники були розраховані і нормалізовані за алгоритмом, який було використано авторами в роботі [11].

Індикаторний метод застосовувався для оцінки впливу рівня урбанізації адміністративних областей на поширення карстових процесів. Складні і багатофакторні аспекти урбанізації автори структурували в попередніх дослідженнях [12]. Серед них екологічна урбанізація, яка визначає характер і інтенсивність використання територіальних, матеріальних, сировинних природних ресурсів. Саме екологічна складова встановлює межі стійкості природних систем під тиском урбогенно-техногенних впливів. Індикатор екологічної урбанізації (Iec.urb) для регіонів України був розрахований як лінійна комбінація двох нормалізованих показників – щільності міського населення та долі сумарної площі міських населених пунктів від загальної території області [12]. Останній показник асоційований з площею непроникної поверхні урбанізованої території, що встановлює його зв'язок із небезпечними геологічними процесами.

Для обліку демографічної складової урбанізації і системи розселення населення застосовано показник реальної урбанізації (Iреальн.урб), розрахований як середньо геометричне значення чотирьох показників: рівня урбанізації регіону, частки міських поселень від загального числа населених пунктів, частки міст з населенням понад 50 тис., частки міст у загальній кількості міських населених пунктів [13]. Комплексний індекс еколого-демографічної урбанізації (Iedu) розраховувався як лінійна комбінація показників (Iec.urb) і (Iреальн.урб) [12, 13]. У роботі для коректного порівняльного аналізу використовувалися нормалізовані відповідно до алгоритму [11] значення індикатора екологічної урбанізації (Iec.urb)n і комплексного індексу еколого-демографічної урбанізації (Iedu)n.

**Особливості екзогенних геологічних процесів на урбанізованих територіях.** Міські агломерації з прилеглими територіями у зоні їх екологічного впливу складають єдиний природно-територіальний комплекс, для якого характерне синергетичне накладення антропогенно-техногенних впливів на розвиток негативних природних процесів. Скорочення природних екосистем на великих територіях розташування міських агломерацій, вирубка лісів, осушення боліт, зміни характеру землекористування та порушення рівноваги взаємодії поверхневих і підземних вод призводять до стихійних лих різного типу. Різке збільшення площі непроникної поверхні ініціює і підсилює наслідки надзвичайних ситуацій геологічного характеру, таких як підтоплення, карст, осідання ґрунтів, провали та інші. Розвиток несприятливих екзогенних геологічних процесів активізується кліматичними змінами урбогенних зон, значними емісіями парникових газів внаслідок «дихання» міст і утворенням «островів спеки», порушенням вологозабезпечення ґрунтів.

Міста виступають осередками деградації літогенної основи природних ландшафтів. Знищення зеленого покриву, розміщення твердих і рідких відходів, численні аварії підземних комунікацій, втрати з них великих кількостей води і тепла, концентровані механічні навантаження на ґрунт, ущільнення та герметизація його поверхні ініціюють екзогенні процеси літосферної групи. Зміни рельєфу, геохімічного складу ґрунтів, гідрологічного режиму, глибинних геологічних структур і механічних властивостей порід за своїм масштабом виходять далеко за межі міст і міських агломерацій. Попередні дослідження авторів цієї статті [11–13] показали, що ланцюг негативних явищ і процесів зруйнованого довкілля за механізмом зворотних позитивних зв'язків призводить до збільшення потенціалу небезпек на урбогенних територіях регіонів.

За даними щорічного моніторингу Державної служби геології та надр України [9], природні передумови розвитку НЕГП істотно ускладнені техногенними факторами активної господарської діяльності. Карст, підтоплення, зсуви, абразія та руйнування схилів річкових долин охоплюють більшу частину території України і активізовані на значних площах міських забудов. Ці процеси руйнівно впливають на будівлі житлового, промислового та адміністративного фонду, дороги, каналізаційні, транспортні, енергетичні системи. Активізація геологічних небезпек призво-

дить не тільки до матеріальних втрат міської інфраструктури, а й до збитку навколишньому природному середовищу, підвищення ризиків для безпеки життєдіяльності (БЖД) міського населення.

**Оцінювання залежності між показниками поширення карстових порід і індикатором екологічної урбанізації в регіонах України**. В геологічному середовищі України значно поширені карстові породи, що займають 448,16 тис. км2 [9] або 74,2 % її території. Всього налічується близько 22 тисяч карстових форм відкритого, покритого і перекритого типів. Особливо небезпечні карсти відкритого (11,28 тис. км2) і покритого типів (87,68 тис. км2), які найбільш уразливі по відношенню до техногенного впливу, зокрема, гірничорудних робіт, видобутку різних видів мінеральної сировини відкритим способом. Незважаючи на те, що активний карстовий процес створює серйозні господарські проблеми, переважно в Донецькій, Івано-Франківській, Львівській, Закарпатській областях [9], він представляє потенційну небезпеку для всіх регіонів країни, особливо в умовах урбогенного освоєння територій, руйнування природних і створення антропогенних ландшафтів.

Автори статті визначають територіальний показник небезпеки карстоутворення (Rkarst) як частку території, охопленої карстовими породами різних типів, від усієї площі регіону. Розрахований таким чином коефіцієнт просторового ураження території в нормалізованому вигляді $(Rkarst)^n$ визначає потенціал максимально можливого ризику прояву карстових процесів у межах певної області.

Результати аналізу регіональних показників небезпеки карстоутворення $(Rkarst)^n$ у порівнянні з індикатором $(Iec.urb)^n$ (рис. 1) показують, що приблизно в третині областей (Житомирська, Кіровоградська, Закарпатська, Черкаська, Вінницька, Дніпропетровська, Київська) зростаючі рівні небезпек карстових процесів практично збігаються з ростом ступеня екологічної урбанізації. У цих областях частка карстових ландшафтів змінюється від 1,8 до 65,5 %, що відповідає зміні показника $(Rkarst)^n$ від 0 до 0,645. Лінія тренду дозволяє визначити наявність кореляції між показниками геологічної небезпеки і урбанізації в разі низьких і середніх значень охоплення площ регіонів карстовими породами.

Області з більш високим ступенем ураження території карстовими породами знаходяться на різних рівнях урбанізації. За таких умов можна припустити більш високу ймовірність впливу урбогенних чинників на частоту карстопроявів для восьми областей – Дніпропетровської, Київської, Івано-Франківської, Хмельницької, Донецької, Луганської, Харківської, Волинської. Для цієї регіональної групи високі значення індикатора екологічної урбанізації $(Iec.urb)^n$ (в інтервалі від 0.47 до 1.0) зумовлюють ризики урбогенної ініціації карстових проявів.

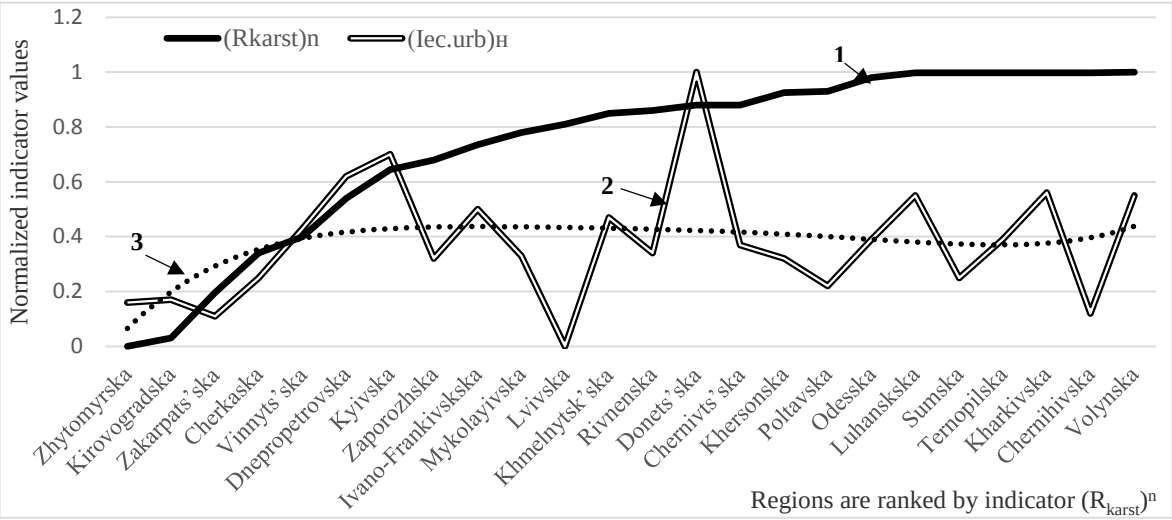



**Рис. 1.** Співвідношення показників небезпек карстових процесів та рівнів урбогенного навантаження в регіонах України: 1 – показник $(R_{карст})^n$; 2 – показник $(I_{ec.urb})^n$; 3 – поліноміальна лінія тренду показника $(I_{ec.urb})^n$

**Fig. 1.** Correlation of indicators of karst hazards and levels of urbogenic load in the Ukraine's regions: 1 – indicator $(R_{карст})^n$; 2 – indicator $(I_{ec.urb})^n$; 3 – polynomial trend line of the indicator $(I_{ec.urb})^n$

Проведення інженерно-геологічних робіт у межах зазначених областей, будівництво нових об'єктів техносфери, розширення територій ведення господарської діяльності вимагають застосування ефективних методів прогнозування небезпечних геологічних процесів, жорсткого нормування рівня техногенного навантаження на карст-небезпечних територіях, встановлення меж для зміни характеру землекористування.

**Динаміка геопросторового поширення карстового процесу за період 2001 – 2020 роки.** Динамічний урбанізаційний процес включає глибинні зміни літосферної основи як урбогенних, так і природних

ландшафтів. Для оцінювання геологічних небезпек природно-технічних систем, що формуються, необхідно вивчати розвиток процесів карсту в динаміці.

Авторами статті проведено аналіз змін карстнебезпечних територій з 2001 [10] по 2020 [9] роки. За цей період площі порід, здатних до карстування, зросли в усіх адміністративних областях з 227.7 тис. км$^2$ до 448.16 тис. км$^2$. Найбільше розширення таких територій, $\Delta S_{karst}$, можна відзначити в Одеській ($\Delta S_{karst}$ = 27,35 тис. км$^2$), Полтавській ($\Delta S_{karst}$ = 26,51 тис. км$^2$), Харківській ($\Delta S_{karst}$ = 20,54 тис. км$^2$), Київській ($\Delta S_{karst}$ = 18,80 тис. км$^2$) областях. Ми вважаємо, що ці зміни необхідно співвідносити з відмінностями в розмірах загальних площ регіонів. Тому в роботі розраховувався коефіцієнт розширення карстових територій ($\Delta S_{к.ter}$) як частка $\Delta S_{karst}$ від площі регіону. Розраховані значення ($\Delta S_{к.ter}$) були нормалізовані [11], і отриманий показник $(\Delta S_{к.ter})^n$ було використано для проведення порівняльного аналізу.

Діаграма на рис. 2 показує ранг областей України за приростом площ карстоутворення в порівнянні з представленими вище небезпеками карстових процесів і чинником урбанізації, а саме індексом еколого-демографічної урбанізації [13]. Такий індекс враховує характер розселення міського населення і наявність великих міст із високою концентрацією жителів. Окрім того, демографічні параметри безпосередньо пов´язані з уразливістю карстових водоносних горизонтів, для яких притаманне переважання підземного дренажу, по відношенню до забруднень різної природи. Організація поверхневого стоку, потужність водогінних мереж, очисна здатність і належний технічний стан каналізаційних споруд складають важливі чинники, що контролюють стан карстових порід.

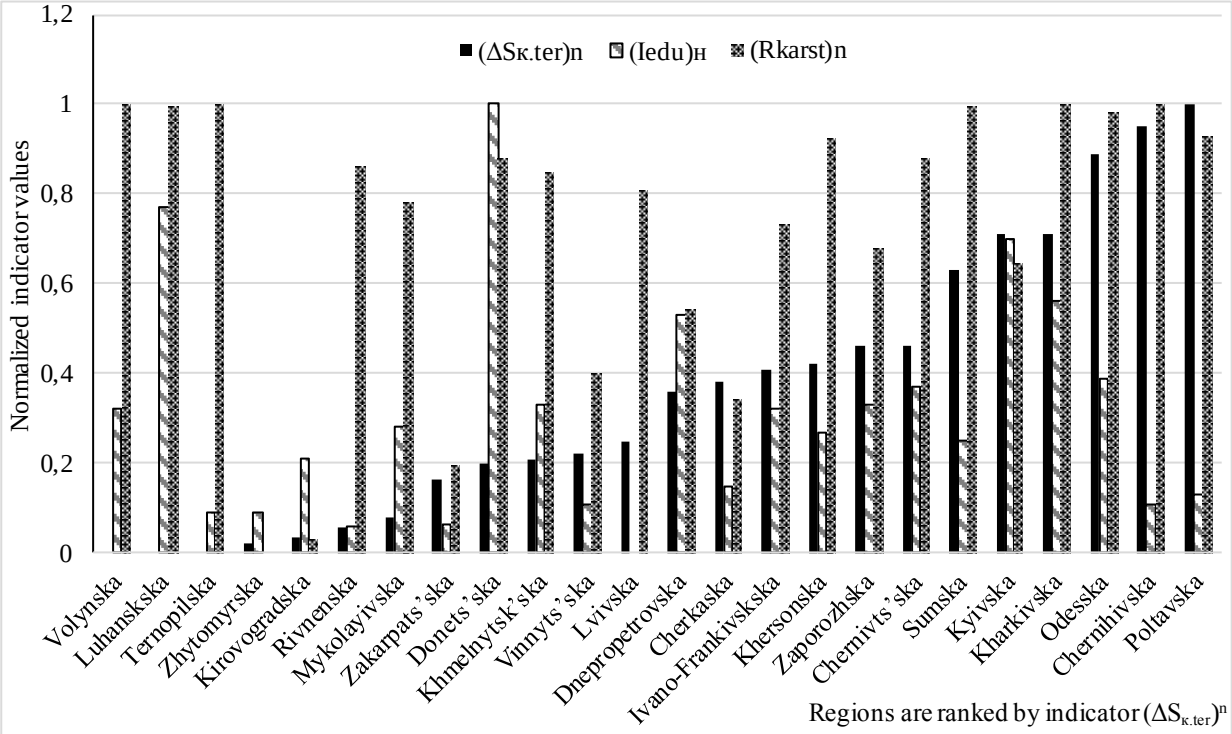



**Рис. 2.** Ранжування різних за урбогенним навантаженням регіонів України за коефіцієнтом збільшення площ карстових порід за період 2001 – 2020 роки у співвідношенні з показником небезпеки карстових процесів

**Fig. 2.** Ranking of Ukraine'sregions with different urbogenic load by the coefficient of the karst area increase for the period 2001 – 2020 in relation to the indicators of karst hazards

За характером співвідношення трьох показників – $(\Delta S_{к.ter})^n$, $(R_{карст})^n$, $(I_{edu})^n$ можна виділити кілька груп областей. До І групи належать Волинська, Луганська, Тернопільська, Рівненська та Миколаївська області, для яких породи, здатні до карстування, займають практично всю територію регіону. До цієї ж групи можна віднести Хмельницьку ($(\Delta S_{к.ter})^n$ = 0,21; $(R_{карст})^n$ = 0,85), Львівську ($(\Delta S_{к.ter})^n$ = 0,25; $(R_{карст})^n$ = 0,81) та Донецьку ($(\Delta S_{к.ter})^n$ = 0,20; $(R_{карст})^n$ = 0,88) області. Максимальні рівні небезпек, обумовлені природними або техногенними чинниками, були підтверджені даними геологічного моніторингу на початок розглянутого періоду. Вони мало змінилися за 20 років, а площі прояву відкритого карсту або відсутні, або скоротилися. Але достатній рівень еколого-демографічної урбанізації в Миколаївській ($(I_{edu})^n$ = 0,28), Волинській ($(I_{edu})^n$ = 0,32), Хмельницькій ($(I_{edu})^n$ = 0,33), високий – в Луганській ($(I_{edu})^n$ = 0,77) і особливо Донецькій ($(I_{edu})^n$ = 1) областях робить необхідними проведення досконального моніторингу, діагностування та

прогнозування поверхневих карстових процесів під впливом урбогенно-техногенних факторів.

До другої групи належать Житомирська, Кіровоградська, Закарпатська, Вінницька області з рівнями небезпек карстофікації нижчими за середній ($(R_{карст})^n$ <0,4) на фоні незначних змін карстових територій, $(\Delta S_{к.ter})^n$ <0,2. До цієї групи можна віднести також Черкаську область із близькими значеннями параметрів $(R_{карст})^n$ і $(\Delta S_{к.ter})^n$, що дорівнюють ≈ 0.4. Загальним для областей цієї групи є низький рівень еколого-демографічної урбанізації. Мінімальний рівень карстової небезпеки також поєднується з відсутніми (Житомирська, Кіровоградська, Черкаська області), незначними (Закарпатська область, 0,001 тис. км$^2$) або такими, що скорочуються (Вінницька область, з 3,67 тис. км$^2$ у 2001 [10] до 1,56 тис. км$^2$ у 2020 [9]) площами відкритого карсту.

Групу III становлять області, в яких моніторингові дані дозволили визначити середній рівень зміни площ карстових проявів ($(\Delta S_{к.ter})^n \approx 0.4 \div 0.6$) і досить високий рівень небезпеки карстових процесів. До цієї групи входять Івано-Франківська, Херсонська, Запорізька, Чернівецька, Сумська області. Попри всю різноманітність гідрогеологічних умов і типів ландшафту області досить однорідні за рівнем екологічного та демографічного навантаження. Значення $(I_{edu})^n$ в них коливається в межах 0.2 ÷ 0.33. Можна припустити, що загальним для регіонів фактором активізації карстопроявів може виступати зміна характеру землекористування. Такий чинник пов'язаний зі змінами рівнів залягання, потужності і ступеня забрудненості ґрунтових вод, а також водопроникності порід, що складають водоносні горизонти. Він впливає на стійкість товщі покритих карстових порід, збільшення їх активної пористості, спричиняє зниження щільності ґрунтів. Слід зазначити, що українськими вченими [8, 14] розроблено алгоритм прогнозування проявів поверхневого карсту і створено геоінформаційну систему для Івано-Франківської області. Ці розробки доцільно поширити і в інших регіонах.

IV групу становлять Київська, Харківська, Одеська, Чернігівська, Полтавська області з максимально високими рівнями карстової небезпеки та значним збільшенням карстових територій. Високе урбогенне навантаження ($(I_{edu})^n$ > 0,4) різко відрізняє перші три від Чернігівської ($(I_{edu})^n$ = 0,07) і Полтавської ($(I_{edu})^n$ = 0,13) областей. Очевидно, що значимість урбогенних і природних факторів у контролюванні карстових процесів у цих регіонах буде відрізнятися. Вищенаведене свідчить про доцільність оцінювання та управління ризиками несприятливих екзогенних процесів на основі критеріального аналізу сукупності факторів різного генезису.

Відзначимо, що збільшення площ **природно-техногенної активізації карсту** відноситься переважно до покритих і перекритих типів. Карст-прояви охоплюють 37,75 % площ порід, здатних до карстування, і активного розвитку не мають. Однак в умовах постійного і зростаючого тиску урбанізованих територій на літосферу є актуальним оцінювання небезпеки розвитку як відкритого, так і покритого карсту. Наслідками прихованих процесів, що відбуваються у верхніх шарах порід, можуть стати осідання, обвалення, провали ґрунтів як в межах міських забудов, так і на всій території урбогенного впливу.

Для переважної більшості регіонів площі провально-просадкових проявів відкритого карсту зменшились з 19,3 до 11,281 тис. км$^2$. Тільки в Закарпатській, Одеській, Рівненській, Херсонській, Чернівецькій областях відзначається протилежна тенденція. Гістограма показників збільшення площ відкритого карсту ($\Delta S_{k.surf}$) у порівнянні з індикатором екологічної урбанізації цих областей (рис. 3) виявляє взаємозв'язок між цими показниками.

Окрім Закарпатської, інші чотири області характеризуються високими значеннями індикатора екологічної урбанізації $(I_{ec.urb})^н$. Це означає, що значна частина території регіонів зайнята міськими населеними пунктами з високою щільністю населення. Лінія тренду показника екологічної урбанізації збігається зі збільшенням площ відкритого карсту в регіонах. Очевидно, що активна експлуатація природних ресурсів карстового простору, зокрема, води, земель, будівельних матеріалів, деградація рослинного покриву урбанізованих територій підвищує небезпеку активного прояву карстових процесів.

Безсумнівно, до чинників ризику належать щільна інфраструктурна мережа, прокладка магістралей, водоводів, каналів, що забезпечують життєдіяльність міського населення, а також функціонування об'єктів техносфери. Надзвичайна чутливість карстових порід до промислових або сільськогосподарських забруднень та техногенної активізації водо-теплопереносу вимагає застосування спеціальних заходів адаптування урбогенних територій до особливостей карстових систем. Противокарстні заходи необхідно розробляти незалежно від наявності або розмірів площі порід відкритого карсту в регіонах із високим рівнем екологічної урбанізації.

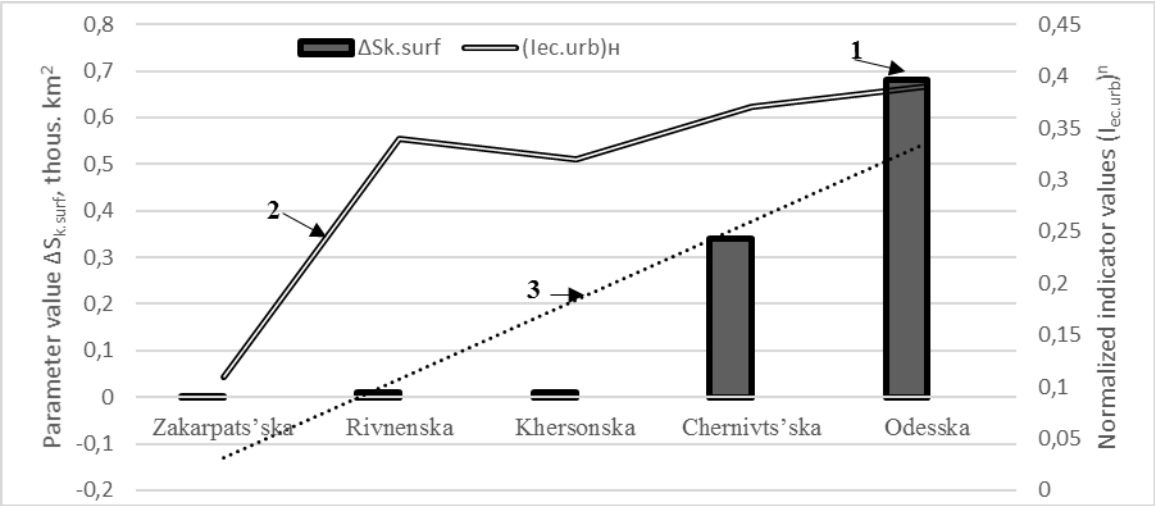



**Рис. 3.** Розширення площ відкритого карсту в областях України за період 2001 – 2020 роки у порівнянні з індикатором екологічної урбанізації: 1 – показник ($\Delta S_{k.surf}$); 2 – показник $(I_{ec.urb})^{н}$; 3 – лінійний тренд показника $(I_{ec.urb})^{н}$

**Fig. 3**. Expansion of the surface karst in the Ukraine's regions for the period 2001 – 2020 in comparison with the ecological urbanization indicator: 1 – indicator ($\Delta S_{k.surf}$); 2 – indicator $(I_{ec.urb})^{n}$; 3 – linear trend of the $(I_{ec.urb})^{n}$

**Висновки.** За умов мозаїчності природних ландшафтів регіонів України, різноманітності гідрогеологічних та інженерно-геологічних умов, різного характеру господарсько-промислового комплексу для оцінювання ризиків активізації карстових процесів доцільним є застосування узагальнених інтегральних природних і техногенних показників. У роботі проведено аналіз співвідношення територіального показника небезпеки карстоутворення з індикатором екологічної урбанізації. Виділено регіони зростаючих рівнів небезпеки активізації карсту. Показано наявність кореляції між показниками геологічної небезпеки і урбанізації у разі низьких і середніх значень територіального охоплення площ регіонів карстовими процесами.

Проведено аналіз змін площ карст-небезпечних територій за період 2001 – 2020 роки. Виявлено збільшення практично у два рази площ порід, здатних до природно-техногенної активізації карстоутворення, в усіх адміністративних областях. Розрахований коефіцієнт розширення карстових територій по відношенню до загальної площі регіону оцінено у співвідношенні з небезпекою карстоутворення та індексом еколого-демографічної урбанізації. Проведено оцінку регіональних відмінностей карстової небезпеки за різних рівнів урбогенного навантаження. Відзначено розширення площ відкритого карсту в Закарпатській, Одеській, Рівненській, Херсонській, Чернівецькій областях. Виявлено тенденцію збільшення площ відкритого карсту відповідно до росту екологічної урбанізації. Це пов'язано з експлуатацією природних територіальних ресурсів, збіднінням рослинного покриву, зміною характеру землекористування урбанізованих територій.

Отримані авторами статті дані дозволяють диференціювати різні за урбогенним навантаженням регіони України залежно від територіального показника небезпеки карстоутворення, а також вивчити динаміку змін карстових порід за останні двадцять років. Встановлення територіальних показників небезпеки карстоутворення дозволяє оптимізувати склад та об'єми геологічних та інженерно-пошукових досліджень, спрямувати їх на найбільш уразливі регіони.

Аналіз впливу на навколишнє середовище карстових структур і процесів зазвичай вимагає оцінки багатьох природних і техногенних факторів зі складними взаємозв'язками. Застосування індикаторів урбанізації дозволяє узагальнити багато розрізнених даних про динаміку карстової ураженості територій промислово-міських агломерацій та зміни умов екологічної безпеки в їх межах.

**Література**

1. Статистичний щорічник України 2019. Державна служба статистики України. Київ, 2020. 465 с. URL: https://ukrstat.org/uk/druk/publicat/kat_u/2020/zb/11/zb_yearbook_2019.pdf (дата звернення 30.05.2021)

2. Ferreira, C. S. S., Walsh, R. P. D., & Ferreira, A. J. D. Degradation in urban areas. Current Opinion in Environmental Science & Health. 2018. Vol. 5, P. 19–25. doi:10.1016/j.coesh.2018.04.001.

3. Guttierrez F., Parise M., De Waele J., Jourde H. A review on natural and human-induced geohazards and impacts in karst. Earth-science Reviews. 2014. Vol. 138, P. 61–88 doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.08.002

4. Ivanyuta S.P. Assessment of threats from exogenous geological processes to safety of international transport corridors in Ukraine. Science & Military Journal. 2015. Vol. 10, No 1, P. 39–42. https://search.proquest.com/openview/55eb1de64c2578de142bb5ab1fb16b63/1?pq-origsite=gscholar&cbl=54467

5. Седін В.Л., Грабовець О.Н., Трященко А.Ю. Распространение опасных геологических процессов в Днепропетровской области. Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури. 2015 № 6 (207), С. 60–67 http://visnyk.pgasa.dp.ua/article/view/48213

6. Vytrykush N., Romaniv A., Nahurskyy O., Paranyak N. Hazard monitoring and application of complex territorial analysis to assess the degree of protection for a certain region. Environmental problem, 2018. Vol. 3, No 1, P. 37–42 URL: http://science.lpnu.ua/ep/all-volumes-and-issues/volume-3-number-1-2018/hazard-monitoring-and-application-complex (дата звернення 31.05.2021)

7. Katkov M., Malovanyy M., Kotsiuba I., Senchuk T., Lavinda M. Determination of significant factors of landslide processes and flooding. Environmental problem, 2020. Vol. 5, No 2, P. 88. URL: https://doi.org/10.23939/ep2020.02.088 (дата звернення 21.05.2021)

8. Касіянчук Д. В. Обгрунтування вибору факторів активізації небезпечних геологічних процесів (на прикладі території Карпатського регіону). Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2014. № 2, С. 42–52. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ebzp_2014_2_8 (дата звернення 16.05.2021)

9. Інформаційний щорічник щодо активізації небезпечних екзогенних геологічних процесів на території України за даними моніторингу ЕГП, ДНВП «Геоінформ України» available at: https://geoinf.kiev.ua/publikatsiyi/shchorichnyky/shchorichnyk-egp/ (дата звернення 1.06.2021)

10. Національна доповідь про стан техногенной та природной безпеки в Україні в 2001р., Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобольської катастрофи, 2002. . available at: https://www.dsns.gov.ua/files/prognoz/report/2001/stan2001.rar (дата звернення 1.05.2021)

11. Vasutynska K.A., Barbashev S.V. Analysis of urbanization impact on the dynamics of emergencies and risks for population in Ukraine. Odes'kyi Politechnichnyi Universytet. Pratsi 2018. Vol. 2, No 55, P. 137–144

12. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. Екологічні науки. 2020. № 3 (30), С. 7–14. doi: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.1

13. Васютинскька 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 http://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2020/dec/22708/monograph2020.pdf (дата звернення 2.06.2021)

14. Кузьменко Е.Д., Чепурний І.В., Чалий П.П. Довгострокове прогнозування провально-просадкових проявів карсту: монографія – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2012. – 271 с.

**References**

1. Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy: Statystychnyi shchorichnyk Ukrainy za 2019. http://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2020/zb/11/zb_yearbook_2019.pdf (in Ukrainian)

2. Ferreira, C. S. S., Walsh, R. P. D., & Ferreira, A. J. D. (2018). Degradation in urban areas. Current Opinion in Environmental Science & Health. Vol. 5, pp. 19–25. doi:10.1016/j.coesh.2018.04.001. (in English)

3. Guttierrez F., Parise M., De Waele J., Jourde H. (2014). A review on natural and human-induced geohazards and impacts in karst. Earth-science Reviews. Vol. 138, pp. 61–88 doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.08.002 (in English)

4. Ivanyuta S.P. (2015) Assessment of threats from exogenous geological processes to safety of international transport corridors in Ukraine. Science & Military Journal, Vol 10(1), pp. 39–42. https://search.proquest.com/openview/55eb1de64c2578de142bb5ab1fb16b63/1?pq-origsite=gscholar&cbl=54467

5. Sedin V.L., Grabovets O.N., Tryashchenko A.Yu. (2015). Poshyrennia nebezpechnykh heolohichnykh protsesiv u dnipropetrovskii oblasti Bulletin of the Dnieper State Academy of Civil Engineering and Architecture. Vol 6(207), pp. 60–67 http://visnyk.pgasa.dp.ua/article/view/48213 (in Ukrainian)

6. Vytrykush N., Romaniv A., Nahurskyy O., Paranyak N. (2018). Hazard monitoring and application of complex territorial analysis to assess the degree of protection for a certain region. Environmental problem. Vol 3 (1). pp. 37–42 http://science.lpnu.ua/ep/all-volumes-and-issues/volume-3-number-1-2018/hazard-monitoring-and-application-complex (in English)

7. Katkov M., Malovanyy M., Kotsiuba I., Senchuk T., Lavinda M. Determination of significant factors of landslide processes and flooding. Environmental problem. 2020. Vol 5(2), pp. 88. https://doi.org/10.23939/ep2020.02.088 (in English)

8. Kasiyanchuk D.V. (2014). Obhruntuvannia vyboru faktoriv aktyvizatsii nebezpechnykh heolohichnykh protsesiv (na prykladi terytorii Karpatskoho rehionu). Ekolohichna bezpeka ta zbalansovane resursovykorystannia. Vol 2, pp. 42–52 http://nbuv.gov.ua/UJRN/ebzp_2014_2_8 (in Ukrainian)

9. DNVP "Geoinform Ukrainy": Informatsiinyi shchorichnyk shchodo aktyvizatsii nebezpechnykh ekzohennykh heolohichnykh protsesiv na terytorii Ukrainy za danymy monitorynhu EGP. available at: https://geoinf.kiev.ua/publikatsiyi/shchorichnyky/shchorichnyk-egp/ (in Ukrainian)

10. Ministerstvo Ukrainy z pytan nadzvychainykh sytuatsii ta u spravakh zakhystu naselennia vid naslidkiv Chornobylskoi katastrofy: Natsionalna dopovid pro stan tekhnohennoi ta pryrodnoi bezpeky v Ukraini v 2001. available at: https://www.dsns.gov.ua/files/prognoz/report/2001/stan2001.rar (in Ukrainian)

11. Vasutynska K.A., Barbashev S.V. (2018). Analysis of urbanization impact on the dynamics of emergencies and risks for population in Ukraine. Odes'kyi Politechnichnyi Universytet. Pratsi, Vol 2(55), pp. 137–144 (in English)

12. Vasiutynska K.A., Barbashev S.V., Kiminchydzhy M.I. (2020), Otsinka kompleksnoho pokaznyka ekolohichnoi urbanizatsii rehioniv Ukrainy. Ekolohichni nauky. Vol 3(30), pp. 7–14 doi: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.1 (in Ukrainian)

13. Vasiutynska K., Barbashev S. (2020). Indykatorna otsinka vplyvu urbanizatsiinoho protsesu na stan pryrodnoi ta tekhnohennoi bezpeky v rehionakh Ukrainy. In: Collective monograph "Sustainable development: environmental protection. Energy saving. Balanced nature management". pp 232–255. Lviv: ZUKC LLC, book doi: 10.23939/book.ecocongress.2020 http://science.lpnu.ua/sites/default/files/attachments/2020/dec/22708/monograph2020.pdf (in Ukrainian)

14. Kuzmenko E.D., Chepurnij I.V., Chalij P.P. (2012), Ivano-Frankivsk: IFNTUNG. 271 p. (in Ukrainian)

**THE IMPACT ASSESSMENT OF THE URBANIZATION FACTORS ON THE KARST PROCESS ACTIVATION HAZARD IN THE REGIONS OF UKRAINE**

***K. Vasiutinska, S. Barbashev***

**K. Vasiutinska**, PhD, As. Prof., State University “Odessa Polytechnic” ORCID:0000-0001-9800-1033, e.a.vasutinskaya@opu.ua, ekaterina.vasutinskaya@gmail.com.
**S. Barbashev**, D.Sc. (Techn), Prof., State University “Odessa Polytechnic” ORCID:0000-0001-5446-153X, josik65@gmail.com

*The article presents the analysis of the exogenous geological process activation hazards, namely karst, in the conditions of urbanization processes. The scale of geoecological problems is shown to be directly or indirectly determined by the scale of urbanization. The relevance of the research is associated with the study of the nature of changes in the expansion of karst rocks in regions with different levels of urbanization in the period 2001 – 2020. The main aim is to analyze the hazards of karst development in relation with the factors of urbanization processes in the regions of Ukraine based on the indicator method. The particular characteristics of the impact of urbanized territories on the initiation of natural disasters and geological hazards have been determined. The urbogenic load of the regions was assessed using determined and calculated earlier indicators of ecological and ecological-demographic urbanization. The assessment of the dependence between the hazard indicator of the spread of karst rocks and the indicator of ecological urbanization in the regional context has been carried out. It is shown that in the third part of the regions, the growing hazard levels of karst processes practically coincide with the growth of the ecological urbanization index. A nearly doubling of the area of karst terrains was noted during 2001 – 2020 in all administrative regions. The coefficient of expansion of karst territories for the specified period has been calculated. Four groups of regions were identified according to the increase in karst areas in comparison with the hazards of karst processes and the index of ecological-demographic urbanization. Expansion of open karst areas in the Transcarpathian, Odessa, Rivne, Kherson, Chernivtsi regions was noted. For this group of regions, a tendency to increase the areas of surface karst in accordance with an increase in the values of urbanization indicators has been established. This is due to the exploitation of natural territorial resources, changes in the nature of land use, depletion of vegetation cover, anthropogenic loads on the ground, and imbalances in the interaction of surface and underground waters in urbanized areas. Thus, the Ukraine’s regions with different urbogenic load are differentiated depending on the territorial indicator of the danger of karst terrains, as well as the dynamics of changes in the areas of karst rocks.*

***Keywords**: Urbanization, karst, urban environmental impacts, natural disasters emergency, individual risk, urbanization, integral indicator, regions of Ukraine*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.042
УДК 553.49:550.42

**Ю.О. Фомін, Ю.М. Деміхов, В.Г. Верховцев, Н.М. Борисова**

**Фомін Ю.О.,** канд. геол.-мін. н., пров. наук. співр. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-3043-8359, yaf1941@gmail.com
**Деміхов Ю.М.,** канд. геол.-мін. н., зав. лаб. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-3576-6570, y_demikhov@ukr.net
**Верховцев В.Г.,** докт. геол. н., зав. відділу, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-1015-6725, Verkhovtsev@ukr.net
**Борисова Н.М.,** провідний інженер, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-7169-1430, IGNS_Borysova@nas.gov.ua

# РУХЛИВІСТЬ УРАНУ ТА ЕЛЕМЕНТІВ-СУПУТНИКІВ У КОРІ ВИВІТРЮВАННЯ УРАНОВОРУДНИХ АЛЬБІТИТІВ

*У розробці розглянуто ряди рухливості, особливості гідрогенної мобілізації урану та елементів-супутників речовинних комплексів мінералоутворюючих систем у корі вивітрювання урановорудних альбітитів Українського щита. Хімічні елементи, що являються супутниками урану, можуть входити як до мінералів-концентраторів, так і до звичайних породоутворюючих мінералів, що вміщують ці елементи. До перших належать самородні метали – золото, вісмут, свинець; сульфіди: Cu, Zn, Pb, Ni, Co; монацит (Th), циркон (Zr, Th). Прикладами другої групи мінералів є польові шпати з рубідієм, стронцієм, свинцем; егірин, рибекіт, сфен з ванадієм. Вибірки порід для розрахунку середнього вмісту хімічних елементів та їх рухливості формувалися з урахуванням складу порід та ступеня їх вивітрювання. У ролі умовно стабільного елемента, щодо якого, власне, проводилися всі розрахунки, використовувався титан, елемент найменш рухливий. Апробація методу на всіх рівнях, включаючи корінну основу, зону дезінтеграції, гідрослюдисто-каолінову і каолінову кори вивітрювання, ґрунтовий шар (B- и A-горизонти) і потоки розсіювання, продемонструвала цілком задовільні результати. Відходи промислової розробки уранових родовищ альбітитової формації, що були (і будуть) складовані і, по суті, являють собою подрібнений мінеральний концентрат, збагачений ураном та важкими металами, в умовах гіпергенних процесів, сприятливих для окислювання і розкладання, без сумніву, несуть потенційну загрозу забруднення навколишнього середовища. Значна частина урану та супутніх елементів в усіх блоках порід, які підлягають експлуатаційній виїмці, може бути віднесена до «рухомих», тобто має досить високу міграційну здатність. Ця форма може бути джерелом забруднення підземних і поверхневих вод та ґрунтів. Розрахунки показують, що уран в усіх зонах кори вивітрювання поводить себе як елемент рухливий, схильний до розсіювання. Частка винесеного із різних зон урану складає 25-42 % (0,11-0,19 г/т), яка у абсолютному вираженні є максимальною у каоліновій зоні. Головну роль у міграції радіонуклідів відіграє водна ерозія під впливом опадів. Тому для зменшення гідрогенного забруднення необхідно передбачити підстилання відвалів глинистими та карбонатними породами. Для обмеження впливу вітрової ерозії необхідна засипка відвалів шаром інертного ґрунту.*

***Ключові слова:*** *елементи-супутники урану, гідрогенне забруднення, урановорудні альбітити, ряди рухливості*

**Вступ.** У попередніх розробках [1, 2, 3], присвячених питанням комплексності зруденіння та формам знаходження речовинних комплексів урановорудних альбітитів Українського щита, показано закономірності концентрації і розсіювання урану та супутніх йому елементів у процесі формування та руйнації родовищ цієї формації. Нагадаємо, що елементи накопичувались у складі різних речовинних комплексів мінералоутворюючої системи, а саме – безпосередньо в породах едукту, тією чи іншою мірою діафторованих в умовах регресивного метаморфізму, в колорудних натрієво-карбонатних метасоматитах (альбітитах) та уранових рудах. До того ж, не обов'язково у промислових рудах, саме які ідуть на переробку, на відміну від решти мінеральної маси, утворюючої відвали відпрацьованих ділянок родовищ. Іншою, не менш важливою, специфікою досліджених альбітитових родовищ є їх природне руйнування внаслідок процесів вивітрювання (для Українського щита – це каолінітовий тип) та ерозії [3].

Радіоактивні елементи присутні практично в усіх геологічних утвореннях у різній концентрації. Виділяється три рівня їх вмісту в гірських породах. Перший рівень відповідає геохімічному фону, за якого вміст урану і торію, включаючи продукти розпаду, не перевищує 2,5 кларки (кларки: урану – 2,5•10-4 %, торію – 10•10-4 %). Другий рівень вмісту радіоактивних елементів пов'язаний із формуванням спеціалізованих осадово-метаморфічних і магматичних комплексів гірських порід, вміст урану та торію в яких досягає 2,5÷10 кларки. Формування цих комплексів пов'язане зі специфічними умовами накопичення осадів та магматичною диференціацією в певних тектонічних структурах та формаційних зонах земної кори.

Третій рівень вмісту радіоактивних елементів (вміст урану і торію в породах більше 10 кларків) пов'язаний із розвитком накладених (епігенетичних) процесів перетворення гірських порід у результаті гідротермальної діяльності або інфільтрації підземних вод. У таких структурах формуються епігенетичні концентрації урану (і торію), що складають основну масу родовищ. Як зазначалося, у відвали йдуть породи із вмістом урану 300 г/т (3 • 10-2 %) і менше, такі породи відповідають третьому рівню вмісту U.

Інші складові рудної маси родовищ альбітитової формації, що є відходами промислової розробки, також ідуть у відвали і були (і будуть) складовані. По суті, це подрібнений мінеральний концентрат, збагачений ураном та супутніми елементами, що схильний до окислювання і розкладання в умовах гіпергенних процесів. Водночас абсолютно прогнозованим є гідрогенне забруднення підземних вод, водотоків із проникненням забруднення у ґрунти і біологічні об'єкти. Через особливості складу пухких відкладень, зміни кількості опадів і рівня ґрунтових вод регіону, можливе розтягнення вказаних процесів у часі.

**Мета роботи:** вивчити ряди рухливості хімічних елементів речовинних комплексів мінералоутворюючих систем у корі вивітрювання урановорудних альбітитів Українського щита та особливості гідрогенної мобілізації урану та елементів-супутників.

Хімічні елементи, що являються супутниками урану, можуть входити як до мінералів-концентраторів, так і до звичайних породоутворюючих мінералів, що вміщують ці елементи. До перших відносяться: самородні золото, вісмут, свинець; сульфіди Cu, Zn, Pb, Ni, Co; монацит (Th), циркон (Zr, Th). До другої групи мінералів – польові шпати з рубідієм, стронцієм, свинцем; егірин, рибекіт, сфен з ванадієм. Усі ці мінерали ідуть у промислові відвали з усіма екологічними проблемами( хоча можуть збільшити комплексність руд).

**Методи дослідження**. Для вивчення поведінки хімічних елементів у районах із розвиненою корою вивітрювання за найбільш простий та надійний ми вважаємо метод В.С. Певзнера [4], в основу якого покладено обчислення мобільності елементів із побудовою відносних рядів рухливості. Для побудови рядів рухливості було опробувано свердловини в межах Тальнівської площі Українського щита, які дають можливість вивчити повний профіль кори вивітрювання, що представлена лінійно-площинним типом. Тальнівська площа відноситься до центральної частини Українського щита і близька за геологічними і ландшафтно-геохімічними умовами до району уранових родовищ альбітитової формації. До вивітрювання схильні габро-амфіболіти, граніти і мігматити біотитові, а також гнейси та кристалосланці піроксен-біотитові та біотитові. У всіх свердловинах встановлено наступні зони кори вивітрювання: верхня каолінітова, проміжна гідрослюдисто-каолінітова і нижня зона дезінтеграції. Буріння проводилось до кореневих порід включно (до першої проби кореневих порід), це правило всюди витримувалося. Для усіх проб із кори вивітрювання, а також проб кореневих порід, було проведено кількісний атомно-емісійний спектральний аналіз.

Розрахунки середнього вмісту хімічних елементів та їх рухливості проводилися з урахуванням складу порід та ступеня їх вивітрювання. Коефіцієнти геохімічної рухливості елементів у пухких відкладеннях обчислювались за формулою:

$$Ki = (Ск \cdot Po)/( Co \cdot Pк),$$

де Ki – коефіцієнти геохімічної рухливості елементу; Co, Ск – вміст умовно стабільного елементу у кристалічній породі та пухких відкладеннях (у %), відповідно; Po, Pк – вміст рухливого елементу (у %), відповідно. У ролі умовно стабільного елементу, щодо якого проводилися розрахунки, обрано титан, елемент найменш рухливий [4]. Ряди рухливості (коефіцієнти геохімічної рухливості) елементів в узагальненому вигляді наведено у таблиці 1.

Для зіставлення наведених рядів з ураном ми користувалися матеріалами Ю.Г. Герасимова та ін. [5] (таблиця 2) із розподілу урану в корі вивітрювання чудново-бердичівських гранітів та мігматитів південно-західної частини Українського щита, що дає уявлення про поведінку елементу в корі альбітитів і дозволяє оцінити кількісні показники його міграції. За даними [5], для верхньої зони кори вивітрювання характерні окислювальні слабокислі умови (pH = 6,0-6,5); для нижчих, починаючи з низів гідрослюдисто-каолінової зони, яка часто співпадає із дзеркалом тріщинних вод, умови більш відновлювальні лужні (pH = 7,5-8,0). Поведінка урану, як і інших елементів з перемінною валентністю (Mn, Mo, V, Be), характеризується виносом із зони окислення і тимчасовим накопиченням на відновлювальному бар'єрі в проміжних зонах.

Розрахунки (таблиця 2) показують, що уран у всіх зонах поводить себе як елемент рухливий (Ki – 2,37÷1,75), схильний до розсіювання, за величиною коефіцієнту геохімічної рухливості (таблиця 2) він, дійсно, близький до Mn, Ni, Co, Cr, V, Mo (Ki – 4,2÷1,5), а також Ba (Ki – 1,5). Частка винесеного із різних зон урану складає 25-42 % (0,11-0,19 г/т), яка у абсолютному вираженні є максимальною у каоліновій зоні, хоча динаміка виносу, скоріш за все, від нижньої зони до верхньої змінювалась.

**Таблиця 1.** Коефіцієнти геохімічної рухливості елементів у пухких відкладеннях різних рівнів центральної частини Українського щита (профіль Тальнівської площі)

**Table 1.** Coefficients of geochemical mobility of elements in loose sediments of different levels of the central part of the Ukrainian shield (profile of Talnivska Square)

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Потоки розсіювання, пов'язані з гідромережею (ілисто-глиниста фракція) | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Ag** | **Ni** | **Co** | **Zn** | **V** | **Cu** | **Cr** | **Mo** | **Mn** | **Pb** | P | Ba | Be | Zr | Y | Ti |
| **5.4** | **4.2** | **3.7** | **3.4** | **3.2** | **3** | **2.8** | **2.8** | **2.3** | **2.2** | 1.5 | 1.5 | 1.2 | 1.1 | 1 | 1 |
| Ґрунти, А – гумусовий (і безпосередньо підгумусовий) горизонт | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Ag** | **Co** | **Ni** | **Cu** | **V** | **Pb** | **Cr** | **Mn** | **Zn** | **P** | **Ba** | **Mo** | **Be** | Zr | Y | Ti |
| **6.4** | **4.2** | **3.9** | **3.5** | **3.2** | **3** | **2.7** | **2.5** | **2.3** | **1.8** | **1.8** | **1.7** | **1.5** | 1.3 | 1.2 | 1 |
| Ґрунти, В – ілювіальний горизонт | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Ag** | **Co** | **Ni** | **Cu** | **V** | **Cr** | **Pb** | **Mn** | **Mo** | **Zn** | **Ba** | **P** | **Be** | Y | Zr | Ti |
| **6** | **3.9** | **3.8** | **3.6** | **3.2** | **2.6** | **2.6** | **2.6** | **2.4** | **2.1** | **1.8** | **1.7** | **1.6** | 1.3 | 1.3 | 1 |
| Каолінова зона кори вивітрювання | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Co** | **Mn** | **Ni** | **Ag** | **V** | **Pb** | **Cr** | **P** | **Mo** | **Ba** | **Zn** | Cu | Y | Be | Ti | Zr |
| **5.8** | **4** | **3.9** | **3.5** | **3** | **2.4** | **2.2** | **2.2** | **1.9** | **1.9** | **1.6** | 1.4 | 1.4 | 1.1 | 1 | 0.9 |
| Гідрослюдисто-каолінова зона кори вивітрювання | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Ag** | **Pb** | **Mn** | **Co** | **P** | **V** | **Ni** | **Ba** | **Mo** | Cr | Y | Ti | Zr | Be | Zn | Cu |
| **3** | **2.9** | **2.4** | **1.9** | **1.8** | **1.6** | **1.6** | **1.6** | **1.5** | 1.3 | 1.2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0.9 |
| Зона дезінтеграції кристалічних порід | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Ag** | **Pb** | Ba | V | P | Ni | Co | Mn | Cr | Be | Y | Ti | Mo | Zr | Cu | Zn |
| **1.8** | **1.7** | 1.4 | 1.3 | 1.3 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.1 | 1 | 1 | 1 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.6 |
| Кристалічні породи, вміст елементів, $n \cdot 10^{-3}$ % | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ag | Pb | Ba | V | P | Ni | Co | Mn | Cr | Be | Y | Ti | Mo | Zr | Cu | Zn |
| 0,001 | 2,65 | 45,0 | 12,4 | 58,6 | 6,6 | 2,8 | 78,6 | 10,8 | 0,18 | 1,5 | 280,4 | 0,14 | 18,2 | 4,45 | 8,4 |

*Примітка.* У таблиці наведено значення Кі – коефіцієнта геохімічної рухливості елементів щодо титану [4]. До типу розсіювання віднесені елементи високої рухливості (Кі > 5) і рухливі (5-1,5). До типу стабільних – елементи слаборухомі (1,5-1,1), стабільні (1,1-0,9) і слабкої концентрації (0,9-0,75). До типу концентрації – відповідно елементи практично інертні (0,75-0,5). Жирним шрифтом виділено елементи, що відносяться до типу розсіювання.

**Таблиця 2.** Поведінка урану у корі вивітрювання гранітів Українського щита (в основу розрахунків покладено дані Ю.Г. Герасимова та ін. [5]).

**Table 2**. Behavior of uranium in the weathering crust of the granites of the Ukrainian shield (the calculations are based on the data of Yu. G. Gerasimov and others [5]).

| **Зони кори вивітрювання** | **Об'ємна вага, г/см³** | **Вміст U, $10^{-4}$ %** | **Кк** | **Кі** | **Винесений U, г/м³** | **Винесений U, %** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| каолінова | 1,58 | 0,07 | 0,58 | 2,37 | 0,19 | 41,7 |
| гідрослюдисто-каолінова | 1,81 | 0,09 | 0,75 | 1,89 | 0,14 | 25,0 |
| дезінтеграції кристалічних порід | 2,35 | 0,08 | 0,67 | 1,75 | 0,11 | 33,3 |
| материнські породи | 2,50 | 0,12 | 1 | 1 | - | - |

*Примітка.* Кк – коефіцієнт концентрації або співвідношення середнього вмісту елементу в тій чи іншій зоні кори вивітрювання до середнього вмісту цього елементу із початкових кристалічних порід; Кі – коефіцієнт геохімічної рухливості елементу відносно титану.

**Результати та їх обговорення**

**Кора вивітрювання**. Процеси гіпергенезу, що виявлені на всіх об'єктах, детально описані для Новокостянтинівського та Мічурінського родовищ [2, 6-9]. Наприклад, у межах Мічурінського родовища первинних руд, без слідів окислення, не виявлено, хоча навіть в приповерхневих частинах рудних покладів можлива присутність первинних мінералів. Нижче наведено коротку характеристику різних за морфологією, часом і умовами формування проявів зон гіпергенезу, здебільшого на прикладі названих родовищ.

***Древня (мезозойська) кора вивітрювання***. Верхня частина кори, зберігаючи релікти приповерхневих зон уранового збагачення, зазвичай інтенсивно перетворена пізніми (неоген-четвертинними) процесами окислення і збільшення pH із заміною бранериту та продуктів його розкладання гідроокисами Fe. Проміжна частина, що характерна для усіх альбітитових родовищ, представлена гідроксидно-силікатними урановими рудами. Бранерит, уранініт і настуран можуть заміщуватись вторинними мінералами: бранерит – сумішами оксидів (гідроокисів) U6+, Pb, Ti (анатаз) та опалу, вторинного уранініту, кварцу, гематиту, галеніту; уранініт і настуран при подальшому окисленні і гідратації утворюють гідронастуран та ургіт. У нижній частині по гідроксидам урану розвиваються силікати уранілу – бета-уранотил або, глибше, уранофан. Взагалі ж, уранові мінерали в зонах гіпергенезу описані на глибинах до 1000 м і глибше.

***Ділянки післясередньоеоценового приповерхневого уранового збагачення*** у корі вивітрювання встановлені, зокрема, на Новокостянтинівському родовищі. Відмічається два рівні концентрації урану: верхній з настуран-кофінітовими рудами (U 0,2-0,4 %), розта-

шований у підошві вуглистих (бучацьких) відкладів палеогену над зоною сульфідного збагачення; нижній з менш багатими нінгіоїт-настуран-кофінітовими рудами, розташований у підошві кори вивітрювання на вилужених альбітитах у ділянках, складених сидеритом і монтморилонітом. Типоморфними мінералами тут є оксиди, силікати та фосфати U4+ (настуран, кофініт і нінгіоїт); оксиди та карбонати Fe2+ (магнетит, вюстит, якобсит та сидерит); сульфіди (пірит, марказит, галеніт); самородні елементи (мідь, вісмут, золото); оксиди Zr (тажераніт) та глинисті мінерали (каолініт, монтморилоніт, гідрослюда). Реліктові мінерали представлені бранеритом, цирконом, ільменітом, кварцом, польовими шпатами, хлоритом.

Такий комплекс мінералів у сполученні з органічною гумусовою речовиною свідчить про прояв інтенсивного відновлювального епігенезу, пов'язаного з вуглецьвміщуючими відкладами палеогену. Для утворення нінгіоїту потрібні відновлювальна обстановка та кисле середовище, що можливо за наявності органічної речовини та сульфідів [8]. Парагенезис нінгіоїту з марказитом свідчить про кисле середовище, а сильним відновлювачем є вуглефікована рослинна речовина. До складу цього мінералу входять також P і TR, їх джерелом виступають (при вивітрюванні) альбітити із вмістом P до 0,3-0,45 %, за рахунок апатиту і монациту, тобто ці акцесорні мінерали в екзогенних умовах цілком піддаються руйнуванню. Вюстит у зростанні з якобситом утворився при руйнуванні магнетиту також у відновлюваних умовах екзогенного епігенезу.

***Неоген-четвертинні зони окислення*** виявлені на всіх родовищах ураноносних альбітитів, хоча і мають специфіку в залежності від будови та складу останніх. Найбільш повно їх вивчено на Мічурінському родовищі [6] в межах рудного покладу, який полого залягає на невеликій (60 м) глибині. Окислення з формуванням силікатно-слюдистої мінералізації зазнали приповерхневі руди з сульфідами і органічною речовиною типу описаних вище. Молода зона окислення містить у собі фосфати, ванадати, силікати і оксиди U6+, а також ванадиніт, гідроокиси Fe3+ (гідроґьотит, ґьотит), сульфати (гіпс, радіобарит, англезіт по галеніту) та глинисті мінерали (каолініт, гідрослюда). Релікти раннього відновлювального епігенезу представлені оксидами і силікатами U4+ (настуран та кофініт), сульфідами (пірит, марказит), а також органічною речовиною. Доля сульфідів відносно уранових мінералів є доволі високою. Формування зони окислення починається відкладенням вторинних фосфатів – розчини підвищеної кислотності активно діють на ранні фосфати (апатит і нінгіоїт) із наступним осаджуванням урану (разом із фосфором) у окисленій формі. При підвищенні pH до 7,0-8,5 слідом за фосфатами у пустотах вилуговування альбітитів відкладаються ванадати, які, в свою чергу, заміщуються силікатами уранілу.

Загалом характерною рисою приповерхневих руд є змішування парагенезисів уранових мінералів усіх зон на одному рівні (телескопування), що може свідчити про швидке і недавнє переміщення рівня ґрунтових вод як перешкоди формуванню добре опрацьованої зони окислення. Повного окислення у приповерхневій зоні немає; поряд із типовими представниками зони окислення спостерігаються мінерали-індикатори, які передували процесам відновлювального епігенезу. Відновлювання урану у зв'язку з сірководневими і карбонатними бар'єрами (у верхній і нижній частинах кори відповідно), вочевидь, відбувалось на всіх родовищах альбітитів. Наслідком же впливу неоген-четвертинних процесів окислення і ерозії часто було руйнування вуглистих відкладів середнього еоцену та зони уранового збагачення.

Перетворювання мінерального складу уранових руд у гіпергенних умовах добре узгоджується із зональним розподілом у розрізі рудних покладів (за вертикаллю) U, Ra, Pb206 [8]. У приповерхневій частині рудних тіл у залежності від збереженості відкладень середнього еоцену (бучацький горизонт) може проявитись відновлювальний епігенез, який призводить до збагачення порід ураном (U>Ra), або окислювальний з виносом урану (U<Ra). Переважає винос урану, відношення Ra/U (>2) зсунуто на користь Ra. Радіогенна добавка Pb206>50 г/т. Глибше (на рівні альбітитів фундаменту) установлюється рівновага, або близьке до рівноваги, співвідношення радіоелементів (Ra/U ~ 1). Радіогенна добавка свинцю може мати позитивне чи негативне значення; можливі як винос, так і привнесення урану. Із збільшенням глибини відношення Ra/U поступово змінюється на користь U (від 1 до 0,85-0,77); радіогенна добавка свинцю характеризується високими негативними значеннями (Pb206 = -94÷-800 г/т). Ця зміна пов'язується із збільшенням концентрації урану з глибиною за рахунок приносу його з верхніх рівнів родовища. Збільшення його вмісту за такої умови не компенсується радіогенним свинцем.

З урахуванням взаємозв'язку U і CO2, як важливого геохімічного фактору гідротермального урановорудного процесу, перерозподіл урану в умовах гіпергенезу І.Г. Мінєєва також пов'язує з карбонатною системою [8]. Відмічаючи циклічність процесів концентрації і розсіювання урану, як і функціонування буферної карбонатної системи, що впливає на рухливість, переніс, осаджування, розчинність та перевідкладання елементу, автор [8] робить важливий висновок. А саме – передбачає проявлення своєрідного кругообігу або циклу урану, який проявлявся неодноразово, починаючи з протерозою і, імовірно, пов'язаний із закономірним підняттям щита та зниженням рівня ґрунто-

вих вод. «Концентрації урану і супутніх елементів, які спостерігаються в сьогоденні…, неодноразово перетворені і продовжують перетворюватися, допомагаючи формуванню (нових) рудних покладів».

Ступінь наповнювання глинистих мінералів ураном є різною, як різними є і форми входження елементу до цих мінералів. Головна кількість малорухомого (катіонного, за В.В. Щербиною [10]) урану утримується в каолінітах і каолінітизованих гідрослюдах з pH середовища 5,0-6,5. Рухливий (аніонний) уран концентрується гідрослюдами та галуазитами, які розвиваються в умовах слаболужного і близького до нейтрального середовища з pH 6,0-9,0. Абсорбція сполук (гідроокисів) урану гідроокисами заліза визначається знаком заряду останніх. Якщо гідроокис заліза заряджений позитивно, він активно осаджує електронегативні гідроокиси U6+ та Mп4+. Якщо ж гідроокис заліза на поверхні має переважні OH- аніони, тобто колоїдна частка гідроокису Fe несе негативний заряд, такі лімоніти уран не вміщують.

**Гідросфера**. Дослідження самовиливних свердловин, колодязів, джерел і малих водотоків району Кропивницького [11] показали, що води, які функціонують поблизу родовищ ураноносних альбітитів, за своїм складом мають ознаки лісостепової і степової зон. Зокрема, в них присутні гідрокарбонат-кальцієва, сульфат-натрієва і хлорид-магнієва складові з перевагою перших двох. Такий змінний склад вод може бути пояснений просторовим збігом родовищ з областю згаданого ландшафтно-геохімічного переходу та/або інтенсивним вивітрюванням збагачених сульфідами (піритом) альбітитів в окислювальних умовах. Значення pH вод лісостепової і степової зон (у межах, показаних Б.Ф. Міцкевичем [12]) визначені діапазоном 5,0-8,0. У середньому pH вод степового ландшафту дещо вище у порівнянні з лісостепом: 6,6 по 42 джерелам і 6,1 по 47 джерелам відповідно. Лужні води з pH 7,5-8 встановлені на річках Південний Буг, Чорний Ташлик, Інгулець і у ряді колодязів по південному (більш посушливому) обрамленню урановорудного району, а також поблизу Ватутінського родовища, всього 8 джерел.

Розподіл радіоактивних елементів (U, Ra) у водах району Кропивницького, судячи з наявних даних [7, 11], дуже нерівномірний. Концентрація урану у підземних і поверхневих водах околиць Кропивницького [11] варіює в межах (1-34)·10-6 г/л із двома виключеннями. У пробі з водотоку у верхів'ях річки Інгул (с. Підгайці) кількість U знижується до 0,6·10-6 г/л; у пробі зі св. 1016 (м. Кропивницький) вона підвищується до 2,28·10-4 г/л Отримані результати відповідають даним відносно фонової радіоактивності тріщинних вод Українського щита [7], згідно з якими вміст урану (10-6 г/л) підвищується від 1-5 у Поліссі до 10-50 у центральній частині щита і далі до 50-100 у Середньому Придніпров'ї та Приазов'ї. Основні фактори, що визначають таку закономірність, це підвищення мінералізації підземних вод (за рахунок зниження кількості атмосферних опадів і збільшення випаровування) та зміна їх складу (від гідрокарбонатно-кальцієвого з сумарною мінералізацією 0,1-0,5 г/л через сульфатно-гідрокарбонатний з мінералізацією 1 2 г/л до хлоридно-сульфатного з мінералізацією 2-5 г/л). Водночас відмічається відсутність чіткої кількісної залежності вмісту урану у водах від таких у породах [7].

Важливою гідрогеологічною особливістю району урановорудних альбітитів є формування ґрунтових вод у межах головного вододілу систем річок Дніпро – Південний Буг із живленням водоносних горизонтів палеогену водами четвертинних (пліоценових) піщано-глинистих відкладів. Вміст урану у водах четвертинних відкладів степової ландшафтної зони досить високий (у середньому 12·10-6 г/л [6]). У тріщинних водах кількість урану збільшується по мірі просування вод від вододільних частин регіону (10·10 6) до областей транзиту і місць розвантаження (30·10-6 г/л). У ділянках розвитку кори вивітрювання, особливо по породам із підвищеним вмістом урану, концентрація його в тріщинних водах підвищується в середньому до 70·10-6, досягаючи 150-300·10-6 г/л; тобто зростає в 6-25 разів у порівнянні з вмістом елементу у водах четвертинних відкладів.

Дослідження форм знаходження урану в пластових водах з pH від 5,8 до 8,36; Eh від –0,07 до +0,5 в і загальною мінералізацією 0,6-3,7 %, за температури від 0 до 30оС, циркулюючих серед гранітів, вапняків і теригенних осадових порід, свідчить, що в слабокислих, нейтральних і слаболужних підземних водах різного характеру мінералізації переважають аніонні форми у вигляді ді- і трикарбонатуранілу [UO2(CO3)2(H2O)22-] і [UO2(CO3)34-] [14]. Кількісно такі комплексні сполуки складають від 84 до 100 % усього урану. Концентрації сульфатних і хлоридних комплексних іонів у таких водах не мають помітного значення – їх можна не ураховувати навіть у сульфатних і хлоридних водах.

Крім урану у підземних водах мігрують й чисельні інші елементи (таблиця 3), багато із яких супроводжують уран як в альбітитах, так і у продуктах їх руйнування.

Осаджування урану із пластових вод відбувається при руйнуванні уранілкарбонатних комплексів у результаті окислювально-відновлювальних реакцій. Величина Eh початку осаджування коливається від 0 до -0,2 в у залежності від концентрації урану у розчині, величини і характеру спільної мінералізації води, а також від величини pH та концентрації HCO3–іону. Зміна окислювальних умов відновлювальними супроводжується різким зменшенням Eh підземних вод від

високих позитивних значень (+0,5…+0,07 в) до негативних (-0,08 в) і таким же різким зниженням у воді кількості урану. Розрахована величина Eh (рівноважна з твердою фазою UO2) при цьому всюди негативна (-0,03…-0,2 в) [14]. За даними І.Г. Мінєєвої [8], аналогічним чином змінюється окислювально-відновлювальний потенціал сучасних підземних вод урановорудних альбітитів. Серед рудничних вод, що знаходяться в контакті з мінералами, які містять елементи змінної валентності (переважно Fe), за величиною Eh виділяються: окислювальні (+0,05…+0,25 в); відновлювальні (-0,05…-0,24 в) і перехідні – від слабо окислювальних (0…+0,05 в) до слабо відновлювальних (0…-0,05 в).

**Таблиця 3.** Мікроелементи у підземних водах уранових родовищ (А. М. Токарєв та ін. [13]).
**Table 3.** Trace elements in groundwater of uranium deposits (A. M. Tokarev and others [13]).

| Руди | Mo | V | Ni | Fe | Mn | Cu | Zn | Pb | Ag |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 97 | 1,4 | 14 | 1100 | 750 | 18 | 700 | 3,2 | 3,0 |
| 2 | 42 | 0,32 | 3,2 | 540 | 140 | 2,9 | 68 | 3,2 | 0,45 |
| 3 | 3,0 | 0,26 | 0,71 | 160 | 280 | 9,8 | 98 | 0,48 | 5,0 |
| 4 | 300 | 100 | 2,4 | 2900 | 890 | 98 | 0,69 | 47 | 8,5 |
| 5 | 130 | 7,9 | 19 | 850 | 96 | 3,4 | 610 | 3,1 | 0,28 |
| 6 | 2,8 | 7,8 | 69 | 890 | 950 | 4,0 | 320 | 4,1 | 0,54 |
| 7 | 18 | 0,56 | 30 | 2100 | 560 | 15 | 32 | 3,9 | 0,78 |

*Примітка.* 1-3. Мінералізація гідротермальних родовищ: 1 – U-Mo; 2 – власне U; 3 – U-Fe. 4-7. Мінералізація екзогенних родовищ: 4 – U-V; 5 – U-вугільна; 6 – власне U; 7 – U-Se. Вміст дано у $n \cdot 10^{-6}$ г/л.

*Підсумок*. Уран, разом із комплексом інших металів, поряд із вторинними накопиченнями у відновлювальних умовах у межах альбітитових родовищ чи в безпосередній близькості від першоджерел, може також виноситись далеко за їх межі з формуванням поверхневих родовищ [2, 13, 15, 16]. Сорбентами урану і його супутників можуть бути глинисті мінерали, органічні речовини (в тому числі у ґрунтах), фосфорити (наприклад, внесені у ґрунти відповідні мінеральні добрива), сульфіди, а також електропозитивні гідроокиси заліза. Чудово трасує структурні пастки, резервуари накопичення урану карбонатна речовина.

**Пухкі відкладення.** Загальною хімічною специфікою сірих ґрунтів і опідзолених чорноземів лісостепового ландшафту є переміщення V, Ni, Cr, Zr, а також Ba [12] із верхніх горизонтів у нижні, тоді як Pb, Zn, Cu накопичуються переважно у верхніх горизонтах; Co мало рухливий, а Sr активно вимивається із всього профілю.

У звичайних чорноземах цього району елементи розподілені більш рівномірно. Проте зазначимо різну поведінку тут Ni і Co – перший (+Zr, Sr) активно концентрується, другий частіше за все виноситься, особливо із нижніх та верхніх частин профілю. Також характерним є перерозподіл Zn і Cu, які виносяться із нижніх і накопичуються у верхніх частинах профілю. Важливо підкреслити, що Sr в різних ґрунтах лісостепу поводить себе по-різному: виноситься із підзолистих ґрунтів і накопичується у звичайних чорноземах.

У чорноземах степового району вміст елементів у профілі в середньому відповідає такому ж у вихідних породах. Виключенням є Zn і Cu, які поводять себе протилежно – цинк концентрується, мідь виноситься майже по всьому профілю.

Вважаємо за потрібне повторити – серед форм знаходження U в рудній масі альбітитової формації виділено: уран первинних і вторинних власних мінералів, уран високорадіоактивних акцесорних мінералів, уран, розсіяний в породоутворюючих мінералах та мобілізований вторинними процесами. Привертають увагу дві обставини: по-перше, серед названих форм відсутні ті, в яких U зберігав би повну інертність: навіть такі акцесорні мінерали, як циркон і монацит виявляють ознаки регенерації з перерозподілом урану. По-друге, значна частина урану в усіх блоках порід, які підлягають експлуатаційній виїмці, може бути віднесена до «рухомого», тобто має досить високу міграційну здатність. Ця форма може бути джерелом забруднення підземних і поверхневих вод та ґрунтів. Але вона може видобуватись, збільшуючи корисний вихід рудного урану, при підземному вилуговуванні, або формувати вторинні (молоді) концентрації.

Сорбована форма урану, яка характеризується високою міграційною здатністю, є характерною для вторинних мінералів у всіх блоках порід, які підлягають експлуатаційній виїмці, з урахуванням порід, що вміщають діафторити та альбітити (безрудні, слаборудні і рудні). Поведінка урану і інших елементів зі змінною валентністю характеризується подібними рисами, а саме: виносом із зони окислення та тимчасовим накопиченням на відновлювальному бар'єрі в проміжних зонах, частіше в каолін-гідрослюдистій. Гарними сорбентами урану є глинисті мінерали, органічні речовини (у тому числі в ґрунтах), фосфорити,

сульфіди, електропозитивні гідроксиди заліза, карбонатна речовина.

Головну роль у міграції радіонуклідів відіграє водна ерозія відходів під впливом опадів. Тому для зменшення гідрогенного забруднення необхідно передбачити підстилку відвалів глинистими та карбонатними мінералами.

Для припинення надходження радіоактивного пилу за рахунок вітрової ерозії і обмеження надходження радону до навколишнього середовища, необхідно здійснювати засипку відвалів при їх рекультивації шаром інертного ґрунту.

**Висновки**

1. Значна частина урану та супутніх елементів в усіх блоках порід, які підлягають експлуатаційній виїмці, може бути віднесена до «рухомих», коефіцієнти геохімічної рухливості яких лежать у межах (Кі – 5÷1,5), тобто має досить високу міграційну здатність. Ця форма може бути джерелом забруднення підземних і поверхневих вод та ґрунтів.

2. Відходи промислової розробки уранових родовищ альбітитової формації, які були (і будуть) складовані і, по суті, являють собою подрібнений мінеральний концентрат, збагачений ураном та важкими металами в умовах гіпергенних процесів, сприятливих для окислювання і розкладання, без сумніву несуть потенційну загрозу забруднення навколишнього середовища. Водночас абсолютно прогнозованим є винос атмосферними водами металів, які у більшості випадків шкідливо впливають на екологію, з подальшим гідрогенним забрудненням підземних вод, поступовим проникненням у ґрунти і біологічні об’єкти. Особливості складу пухких відкладень, кліматичні зміни і коливання рівня ґрунтових вод регіону можуть призводити до розтягнення вказаних процесів на невизначений час.

3. Розрахунки показують, що уран в усіх зонах кори вивітрювання поводить себе як елемент рухливий, схильний до розсіювання, за геохімічною рухливістю він близький до Mn, Ni, Co, Cr, V, Mo, а також Ba. Частка винесеного із різних зон урану складає 25-42 % (0,11-0,19 г/т), яка у абсолютному вираженні є максимальною у каоліновій зоні, хоча динаміка виносу, скоріш за все, від нижньої зони до верхньої змінювалась.

4. Головну роль у міграції радіонуклідів відіграє водна ерозія відходів під впливом опадів. Тому для зменшення гідрогенного забруднення необхідно передбачити підстилання відвалів глинистими та карбонатними породами. Для припинення надходження радіоактивного пилу за рахунок вітрової ерозії і обмеження надходження радону до навколишнього середовища, необхідно здійснювати засипку відвалів під час їх рекультивації шаром інертного ґрунту.

**Література**


1. Перспективи розвитку уранової сировинної бази ядерної енергетики України. Монографія. За редакцією В.Г. Верховцев, Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов. (2014). Київ. Наукова думка. 356 с. ISBN 978-966-00-1463-3
2. Фомин Ю.А., Демихов Ю.Н., Сущук Е.Г. Система урановорудных альбититов как потенциальный источник поверхностных месторождений урана и/или техногенной опасности. (2010). Геохімія та екологія. Київ. Вип. 18. С. 31-49.
3. Фомін Ю.О., Деміхов Ю.М., Верховцев В.Г., Дудар Т.В. Форми знаходження елементів супутників урану у альбітитах українського щита. . (2019). Геохімія техногенезу. Збірник наукових праць ІГНС НАН України. Київ. Вип.2. С. 106 - 118.
4. Певзнер В.С. Изучение кор выветривания при крупномасштабной геологической съёмке. (1974). Ленинград. Недра, 121 с.
5. Герасимов Ю.Г., Сонкин Л.В., Завьялова Н.Н. Распределение радиоактивных и малых элементов в коре выветривания чудново-бердичевских гранитов Украинского щита. (1972). Радиоактивные элементы в горных породах. Часть I. Новосибирск. С. 49—50.
6. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины. (1995). Отв. редакторы Я.Н. Белевцев, В.Б. Коваль. Киев. Наукова думка. 396 с.
7. Закономерности образования и размещения урановых месторождений Украины. 1968. Отв. редактор Я.Н. Белевцев. Киев. Изд-во АН УССР. 763 с.
8. Минеева И.Г. Минералого-геохимические аспекты формирования ураноносных альбититов докембрия. Сов. геология. (1986). № 3. С. 87—93.
9. Металогенія урановорудних районів в осадовому чохлі Українського щита. За редакцією В.Г. Верховцева. (2019). Київ. Наукова думка. 200 с. ISBN 978-966-00-1730-6
10. Щербина В.В. Основы геохимии. (1972). Москва: Недра. 296 с.
11. Демихов Ю.Н., Фомин Ю.А. Дейтерий в природных водах центральной части Украинского щита. (2009). Геохімія та екологія. Київ. Вип. 17. С. 45—62. http://znp.igns.gov.ua/wp-content/uploads/2012/12/21.7.pdf
12. Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. (1971). Київ. Наукова думка. 174 с
13. Токарев А. Н., Куцель Е. Н., Попова Т. П. Радиогидрогеологический метод поисков месторождений урана. (1975). Москва: Недра, 255 с. https://www.twirpx.com/file/3101003/
14. Лисицин А.К. О формах нахождения урана в подземных водах и условия его осаждения в виде UO2. (1962). Геохимия. № 9. С. 763—769.
15. Кудрявцев В. Е., Корнеева Н. П., Титова Р. С. Поверхностные месторождения урана. (1987). Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Москва. Вып. 38. С. 9—37.
16. Оттон Дж. К. Поверхностные месторождения урана в Соединенных Штатах Америки. (1987). Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Москва. Вып. 38. С. 105—118.

**References**

1. Verhovcev, V. G., Lisichenko, G. V., Zabulonov, YU. L. (2014). Kiïv, Naukova dumka. 356 p. ISBN 978-966-00-1463-3
2. Fomin, Y., Demihov, Y., Sushchuk, E. (2010). Geohimiya ta ekologiya. Vip. 18. pp. 31—49. http://dspace.nbuv.gov.ua/bitstream/handle/123456789/32278/05-Fomin.pdf?sequence=1
3. Fomin, Y., Demihov, Y., Verhovcev, V., Dudar T. (2019). Geochemistry of tech. 2(30): 106 — 118. doi.org/10.15407/geotech2019
4. Pevzner V.S. (1974). Leningrad. Nedra, 121 p.
5. Gerasimov, YU.G., Sonkin, L.V., Zav'yalova, N.N. (1972). Radioaktivnye elementy v gornyh porodah. Part I. Novosibirsk. pp. 49—50.
6. Belevcev, YA.N., Koval', V.B. (1995). Kiev. Naukova dumka. 396 p.
7. Belevcev, Ya.N. (1968). Kiev. Izd-vo AN USSR. 763 p.
8. Mineeva, I.G. (1986). Sov. geologiya. № 3. pp. 87—93.
9. Verhovceva, V.G. (2019). Kiïv. Naukova dumka. 200 p. ISBN 978-966-00-1730-6
10. SHCHerbina, V.V. (1972). Osnovy geohimii. Moskva: Nedra. 296 p.
11. Demihov, YU.N., Fomin, YU.A. (2009). Geohimiya ta ekologiya. Kiïv. Vip. 17. pp. 45—62. http://znp.igns.gov.ua/wp-content/uploads/2012/12/21.7.pdf
12. Mickevich, B.F. (1971). Geohimichni landshafti Ukraïns'kogo shchita. Kiïv. Naukova dumka. 174 p.
13. Tokarev, A. N., Kucel', E. N., Popova, T. P. (1975). Moskva: Nedra, 255 p. https://www.twirpx.com/file/3101003/
14. Lisicin, A.K. (1962). Geohimiya. № 9. pp. 763—769.
15. Kudryavcev, V. E., Korneeva, N. P., Titova, R. S. (1987). Materialy po geologii uranovyh mestorozhdenij zarubezhnyh stran. Moskva. Vyp. 38. pp. 9—37.
16. Otton, Dzh. K. (1987). Materialy po geologii uranovyh mestorozhdenij zarubezhnyh stran. Moskva. Vyp. 38. pp. 105—118.

**MOBILITY OF URANIUM AND SATELLITE ELEMENTS IN URANUS ORBIT ALBITITES**

***Yu. Fomin, Yu. Demikhov, V. Verkhovtsev, N. Borisova***

**Yu. Fomin**, PhD (Geology-Mineralogy), Assist. Prof., Lead Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-3043-8359, yaf1941@gmail.com

**Yu. Demikhov**, PhD (Geology-Mineralogy), Senior Research Fellow, Head of laboratory, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-3576-6570, y_demikhov@ukr.net

**V. Verkhovtsev**, D.Sc. (Geology), Senior Research Fellow, Head of department, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-1015-6725, Verkhovtsev@ukr.net

**N. Borisova**, Lead Engineer, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-7169-1430, IGNS_Borysova@nas.gov.ua

*The work considers the mobility series, the features of the hydrogenous mobilization of uranium and elements-satellites of the material complexes of the mineral-forming systems in the weathering crust of uranium-ore albitites of the Ukrainian Shield. Chemical elements that are companions of uranium can enter both concentrating minerals and ordinary rock-forming minerals containing these elements. The first include native metals - gold, bismuth, lead; sulfides: Cu, Zn, Pb, Ni, Co; monazite, zircon. Examples of the second group of the minerals are feldspars with rubidium, strontium, lead; egirin, ribecite, sphen with vanadium. Samples of rocks to calculate the average content of chemical elements and their mobility were formed taking into account the composition of the rocks and the degree of weathering. Titanium, the least mobile element, was used as a conditionally stable element, for which, in fact, all calculations were performed. Approbation of the method at all levels, including the root base, disintegration zone, hydromica-kaolin and kaolin weathering crust, soil layer (B- and A-horizons) and scattering fluxes, showed quite satisfactory results. Wastes from the industrial development of uranium deposits of albite formation, that are (and will be) stored, being essentially a crushed mineral concentrate enriched in uranium and heavy metals, which in conditions of hypergenic processes conducive to oxidation and decomposition, undoubtedly pose a potential threat of environmental pollution . A significant part of uranium and related elements in all blocks of rocks that are subject to operational excavation can be classified as "mobile", ie has a fairly high migration capacity. This form can be a source of contamination of groundwater and surface water, and soils. Calculations show that uranium in all areas of the weathering crust behaves as a mobile element, prone to scattering. The share of uranium removed from different zones is 25-42% (0.11-0.19 g/t), which in absolute terms is the maximum in the kaolin zone. The main role in the migration of radionuclides is played by water erosion under the influence of precipitation. Therefore, to reduce hydrogen pollution, it is necessary to provide underlayment of dumps with clay and carbonate rocks. To limit the impact of wind erosion, it is necessary to fill the dumps with a layer of inert soil.*

***Keywords**: uranium satellite elements, hydrogen pollution. uranium ore albites, mobility series.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.050
УДК 621.039.7:550.4.424

**Федоренко Ю.Г., Розко А.М., Ольховик Ю.О.**

**Федоренко Ю. Г.,** науковий співробітник, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0001-7746-2332
**Розко А.М.,** к. геол. н., старший науковий співробітник, Інститут геохімії мінералогії та рудоутворення ім. Семененка М.П. НАН України, ORCID:0000-0002-4614-5569, al.rozko@gmail.com
**Ольховик Ю.О.** д.т.н., зав. відд., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0001-5653-2370, yolkhovyk@ukr.net

# ВПЛИВ РЕЦЕПТУРИ НА МЕЖУ МІЦНОСТІ ГЕОПОЛІМЕРНИХ КОМПАУНДІВ ПРИ ЦЕМЕНТУВАННІ РІДКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

*У роботі вивчається вплив складу геополімерних зв'язуючих (доменного шлаку, золи виносу, рідкого скла та КОН) на властивості, а саме: межу міцності на стиск компаундів, утворених при цементуванні рідких радіоактивних відходів (РРВ). Для виконання роботи виготовлялися компаунди, у яких маси компонентів варіювалися згідно плану факторного експерименту $2^3$ – трьох факторів на двох рівнях. У якості факторів обирались рідке скло, суміш шлаку з золою у співвідношенні 1:1 та гідроксид калію. Маса імітату РРВ у всіх дослідах не змінювалася. Досліди не дублювалися, а випадкова похибка оцінювалася аналітично. При розрахунках було отримано рівняння, яке пов'язує межу міцності на стиск компаундів з масою рідкого скла, шлаку та золи і гідроксидом калію. При побудові рівняння було встановлено, що дисперсія партії вимірювань за критерієм Кохрена однорідна, коефіцієнти рівняння за критерієм Стьюдента статистично значимі, а модель (рівняння) за критерієм Фішера адекватна. Аналіз рівняння показав, що на межу міцності впливають шлак та зола, але найбільший вплив виявляє парна взаємодія рідкого скла з золою та шлаком. Наслідком взаємодії є формування геополімерної сітки, яка зміцнює компаунди. Додавання гідроксиду калію зменшує міцність зразків внаслідок зайвих катіонів калію та натрію, для яких функціонального місця (поєднання з атомами Al для зміни електронної конфігурації на тетраедричну) не знаходиться. Для цього випадку отримано рівняння з коефіцієнтом кореляції R=0.86. Застосування методу крутого сходження показало можливість збільшення межі міцності у 1,5 і більше разів. У подальшому передбачається зменшити кількість золи у зв'язуючому або замінити її на активований температурою каолін. Механічна активація порошку шлаку позитивно позначилась на підвищенні межі міцності на стиск.*

***Ключові слова:*** *геополімерні зв'язуючі, цементування, факторний експеримент, імітат рідких радіоактивних відходів, компаунд, межа міцності.*

**Вступ**. Для захоронення і тривалого зберігання цементовані рідкі радіоактивні відходи (РРВ) повинні мати показники, що нормуються відповідними документами [1, 2].

Показники стосуються міцності зразків, швидкості вилуговування радіонуклідів, морозостійкості, радіаційної стійкості і т.д. Вони повинні виконуватися одночасно для кожної партії компаундів. На відміну від цементування портландцементом чи шлакопортландцементами [3] оптимальність показників у випадку застосування для цементування геополімерних зв'язуючих потребує дослідження. Однією з причин цього є та обставина, що на сьогодні відсутній відпрацьований склад геополімерного зв'язуючого. Частково це пояснюється тим, що майже з кожного кремне-алюмокисневого матеріалу у дисперсній формі можуть бути виготовлені геополімерні зв'язуючі різної якості, яка впливає на показники компаундів.

Одним із показників якості цементування може виступати межа міцності на стиск компаундів. Вона відіграє суттєву роль при залученні до цементування різних геополімерних зв'язуючих. Такі зв'язуючі розроблялися, головним чином, для будівництва і були ретельно вивчені [4.5].

При цементуванні РРВ геополімерними зв'язуючими виникають питання, пов'язані з тим, що дія зв'язуючих відбувається у сольовому оточенні боратами та нітратами, присутніми у РРВ. Крім того, до РРВ входять луги (NaOH, KOH), NaCl та інші речовини. Усі вони по-різному впливають на властивості геополімерних зв'язуючих при утворенні компаундів.

Найбільш характерний вплив проявляється на зменшенні міцності компаундів, що оцінюється межею міцності на стиск, яка входить до переліку нормованих показників [2].

Одна з причин уваги до міцності компаундів полягає у тому, що збільшити вміст солей з РРВ у компаундах переважно можливо тільки підвищивши їх міцність.

Утворення геополімерного зв'язуючого відбувається внаслідок поліконденсації, за якої поєднуються кремнекисневі та алюмокисневі тетраедри у просторову полімерну сітку. Процес формування геополімерної сітки у сольовому середовищі РРВ, повнота реакції поліконденсації, особливості вбудовування у сітку твердих мінеральних частинок і т. ін. – це питання, які потребують вивчення, тому що вони відображаються на властивостях компаундів і у тому числі на межі міцності на стиск.

З існуючих методів досліджень повний факторний експеримент дозволяє в аналітичній формі представити залежність міцності компаундів від чинників (факторів). Факторами можуть виступати масові співвідношення між складовими геополімерів, склад РРВ чи його імітату, процеси синтезу компаундів і т.д. Якщо частину з цих факторів витримувати незмінними, то з'являється можливість дослідити вплив тих факторів, що змінюються (варіюються). Перелік таких факторів обмежується кількістю необхідних для аналізу зразків (дослідів). Так, наприклад, для проведення повного факторного аналізу 8 факторів на двох рівнях потрібно 256 зразків.

Використання реплік із факторного плану дозволяє зменшити кількість зразків, але при цьому ускладнюється можливість аналізу парних взаємодій між факторами.

**Метою роботи** було вивчення впливу рідкого скла, шлаку, золи та гідроксиду калію на межу міцності компаундів і прогнозування заходів для її збільшення.

**Матеріали і методи.** У якості факторів розглядали рідке скло (X1), суміш золи із шлаком у співвідношенні 1:1 (X2), гідроксид калію (X3). Інтервали варіювань факторів наведено в таблиці 1.

Маса імітату в усіх зразках була 300 г. До імітату входили: тетраборат натрію – 30.1%, натрію нітрат 6,5 %, гідроксид натрію 10,8 %, гідроксид калію 1,7 %, вода 50,1 % та деякі солі, ПАР і т.д.< 1%.

Відомості відносно фізико-хімічних властивостей компонентів геополімерів та особливостей виготовлення експериментальних зразків докладно наведено в роботі [6]. Межа міцності всіх зразків вимірювалась згідно [7]. Зазвичай для визначення випадкової похибки кількість вимірюваннь зразків дублюється. Як спостерігалося у дослідах, похибка оцінки тиску початку руйнування виникала на етапі від появи внутрішніх тріщин, ускладнених елементами пластичної деформації, до моменту повного руйнування зразків на окремі фрагменти.

У проведеній роботі вимірювання межі міцності зразків не дублювалося, а для моделювання випадкової похибки використовувалися результати, отримані при вимірюванні зразків інших партій.

**Таблиця 1.** Умови планування експерименту
**Table 1.** Condtions of experimental planning.

| № фактору | $X_1$(+) | $X_1$(–) | $X_2$ (+) | $X_2$ (–) | $X_3$ (+) | $X_3$ (–) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Маса речовин, г | 175 | 125 | 468 | 332 | 8,78 | 6,23 |

(+) – до базового значення маси речовини інтервал варіювання маси додається;
(-) від базового значення маси речовини інтервал варіювання маси віднімається

**Таблиця 2**. Матриця планування [8] та результати експерименту
**Table 2.** Planning matrix [8] and the results of experiments.

| Зразок | Y, МПа | $x_1$ | $x_2$ | $x_3$ |
|---|---|---|---|---|
| ГЦ-59 | 10,4 | + | + | + |
| ГЦ-60 | 9,0 | - | + | + |
| ГЦ-61 | 6,6 | + | - | + |
| ГЦ-62 | 9,7 | - | - | + |
| ГЦ-63 | 11,2 | + | + | - |
| ГЦ-64 | 10,2 | - | + | - |
| ГЦ-65 | 8,0 | + | - | - |
| ГЦ-66 | 11,4 | - | - | - |

Y – експериментальні значення межі міцності.
$x_1 \div x_3$ – кодовані значення факторів

У результаті математичної обробки експериментальних результатів [8,9] отримано адекватну модель, яка виражає вплив рецептури на межу міцності на стиск геополімерних компаундів:

$$Y = 9{,}56 + 0{,}64x2 - 0{,}64x3 + 1{,}1x1x2 \quad (1)$$

**Обговорення результатів**

Аналіз моделі (1) показує, що на межу міцності позитивно впливають суміш шлаку з золою виносу та парна взаємодія рідкого скла з сумішшю золи та шлаку. Це означає, що у рамках варіювання масою компонентів одним із механізмів побудови геополімерної матриці, і відповідно міцності компаундів, є взаємодія лугів, присутніх у рідкому склі з активними складовими шлаку та золи виносу. Позитивний вплив на межу міцності, що виходить з рівняння, можливо також пояснити присутністю у компонентах аморфних складових, які взаємодіють з лугами імітату РРВ. Гідроксид калію у застосованій кількості межу міцності зменшує.

Згідно з сучасним уявленнями, синтез мінеральної алюмосилікатної сітки відбувається при формуванні кремнекисневих та алюмокисневих тетраедрів, що поєднуються між собою через атоми кисню [4]. Для утворення алюмокисневих тетраедрів необхідна присутність катіонів лужних металів, які віддають електрони атомам алюмінію, внаслідок чого останні змінюють конфігурацію електронів з октаедричної на тетраедричну. Тобто у сформованій об'ємній сітці на кожен моль алюмінію припадає один моль К чи Na. Відносно атомів Al та Si у геополімерній сітці, то вони можуть бути у співвідношенні як 1:1, так і 1:3 чи більше, в залежності від призначення самої сітки [4]. Для цементування відходів найбільш придатною вважається сітка із співвідношенням Al:Si як 1:2.

У досліджуваних зразках розрахувати це співвідношення важко, тому що у складі шлаку знаходяться такі кристалічні мінерали: ранкініт –$3CaO{\cdot}2SiO_2$; бредігіт – $\alpha{\cdot}2CaO{\cdot}SiO_2$ ;мервініт – $(Ca{\cdot}MgO{\cdot}(SiO_4)_2$, які маючи у складі Si, участі у створенні геополімерної сітки не приймають, а виконують функції її наповнювача, хоча за результатами хімічного аналізу $SiO_2$ виступає як сумарний показник кристалічної та аморфної компонентів шлаку.

Співвідношення між Al та К, Na можна приблизно розрахувати, якщо Al2O3 у хімічному аналізі золи головним чином належить амфотерній компоненті, а Al у мікросферах участі у створенні геополімерів не приймає і знаходиться у меншій кількості, ніж у амфотерній компоненті золи.

За цим припущенням, використовуючи факторний план експерименту, були розраховані для кожного зразка кількість атомів Al та сума атомів К та Na у мольних одиницях з урахуванням кількості цих атомів у імітаті РРВ. У таблиці (3) наводяться відношення суми К та Na до Al.

З таблиці (3) видно, що кількість атомів лужних металів значно перевищує їх необхідні потреби. Лише частина з них приймає участь у синтезі геополімерної матриці. Ті атоми, що залишилися, підвищують лужність і, певно, виступають як наповнювачі матриці, знижують її міцність.

**Таблиця 3.** Відношення суми К та Na до Al.
**Table 3.** The ratio of the sum of K and Na to Al.

| N зразка | ГЦ-59 | ГЦ-60 | ГЦ-61 | ГЦ-62 | ГЦ-63 | ГЦ-64 | ГЦ-65 | ГЦ-66 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $\frac{Na+K}{Al}$ | 1,29 | 1,27 | 1,78 | 1,74 | 1,16 | 1,13 | 1,60 | 1,55 |

Аналіз отриманих результатів дозволив побудувати рівняння, що поєднує межу міцності з відношенням суми лужних металів до алюмінію:

$$Y = \frac{\vartheta}{0{,}18\vartheta - 0{,}11} \text{ ; R = 0,86} \quad (2)$$

Y – межа міцності на стиск компаундів, МПа;

$\vartheta$ – відношення $\frac{Na+K}{Al}$;

R – коефіцієнт кореляції між розрахованими та експериментальними значеннями межі міцності на стиск.

Рівняння дозволяє прогнозувати підвищення межі міцності на стиск при зменшенні лугів у зразках та незмінній кількості Al. Це можливо у реальних умовах при скороченні або повному відмовленню від використання золи-виносу, яка вміщує близько 2,2 % К2О. Крім того, алюмокремнієві мікросфери золи виступають як наповнювач із слабкою адгезією до матриці, а недопал може становити до 20 %. Хімічний склад самої золи може суттєво змінюватися у залежності від фракції та місця відбору. Надалі слід відмовитися від додаткового внесення лугів (КОН) у компаунди.

Для прогнозування було застосовано метод крутого сходження [8], за яким було розраховано кроки

змін факторів у рівнянні (5), яке отримано з рівняння (3) при переході до натурального масштабу.

$$У = 48.35 – 0,26X1 – 0,09X2 – 0,5X3 + 6,6·10\text{-}4\ X1X2 \quad (3)$$

За рівнянням, при збільшенні факторів X1 та X2 і при зменьшенні X3 відбувається підвищення межі міцності на стиск. Так, наприклад, за рамками інтервалів варіювання за величени факторів X1 = 190 г, X2 = 536 г. X3 = 4,9 г прогнозована межа міцності на стиск 15,5 МПа, що у 1,5 раза більше за середню міцність. Але при подальшій зміні величини факторів може виникнути не технологічність пастоподібної суміші для утворення компаундів внаслідок недостатньої кількості рідини у суміші, так як імітат РРВ, що складається з солей та води, використовувався у всіх зразках у незмінній кількості.

При тривалому вилуговуванні компаундів з них видаляється метаборат натрію та інші водорозчинні речовини (луги, нітрати), внаслідок цього збільшується пористість компаундів з 9 % до 26 %, та суттєво зменшується міцність зразків. Виходячи із складу імітату, присутність метаборату натрію у компаунді є обов'язковою, і тому потрібні додаткові дослідження з метою зменшення процесу вимивання та його впливу на показники компаундів. Попередня активація шлаку у механічному активаторі при 14000 об/хв дозволила підвищити межу міцності на стиск геополімерних зв'язуючих з 22 МПа до 32 МПа. Подальші дослідження дозволять встановити, як попередня обробка шлаку та шлаку з метакаоліном впливають на міцність компаундів.

**Висновки**

1. Підтверджено, що у високосольовому боратно - нітратному імітаті РРВ поєднані у відповідному співвідношенні; шлак, зола виносу, рідке скло та гідроксид калію утворюють геополімерну матрицю, яка цементує РРВ у геополімерний компаунд, що має межу міцності на стиск близько 10 МПа.

2. Досліджено вплив складу геополімерних зв'язуючих на межу міцності на стиск зразків, компоненти яких змінювались за масою, згідно факторному плану $2^3$.

3. Встановлено, що найбільший вплив на межу міцності чинить взаємодія рідкого скла зі шлаком та золою виносу. У межах варіювання масами компонентів збільшення кількості лугів у зв'язуючих знижує міцність компаундів.

4. Прогнозовано, що для підвищення межі міцності геополімерних компаундів перспективним є збільшення кількості рідкого скла та шлаку, зменшення кількості лугів у компаунді, а також часткова або повна заміна золи виносу на дисперсний матеріал, який має Al і не вміщує лугів та може бути термічно активованим, наприклад, метакаолін з попередньою механічною активацією суміші метакаоліну зі шлаком.

**Література**


1. Поводження з радіоактивними відходами при експлуатації АЕС ДП «НАЕК «Енергоатом» URL: http://energoatom.kiev.ua/files/file/l.звіт._поводж._з_рав-2016-ilovepdf-compressed.pdf
2. ГОСТ Р 51883-2002 Отходы радиоактивные цементированные. Общие технические требования. Госстандарт России. Москва.: ИПК Издательство стандартов, 2002. 7 с. РД 306.4.008. 2004.
3. Кривенко П.В., Пушкарьова К.К., Гоц В.І., Ковальчук Г.Ю. Цементи та бетони на основі паливних зол і шлаків: Монографія .- Київ: видавництво ТОВ «ІПК Експрес-Поліграф», 2012. – 258с.
4. Davidovits J. Soft Mineralurgu and Geopolimers. In proceeding of Geopolimer 88 International Conference, The Universite de Technologie. Compiegne. Franse, 1988. pp. 49-56.
5. Глуховский В.Д. Грунтосиликаты, их свойства, технология изготовления и область применения: Автореферат дис. д.т.н. Киев, 1965.
6. Розко А.М. Межа міцності на стиск компаундів, отриманих при цементуванні високосольових борвміщуючих РРВ геополімерними зв'язуючими. Розко А.М., Федоренко Ю.Г., Ольховик Ю.О., Павлишин Г.П. Геохімія техногенезу. випуск 4(32), 2020, С. 96. 102.
7. ДСТУ БВ. 2.7 – 187: 2009. Цементи. Методи визначення міцності на згин і стиск
8. Новик Ф.С., Арсов Я. Б. Оптимизация процессов технологии металлов методами планирования экспериментов. М.; Машиностроение; София: Техника, 1980. 304с.
9. Большев Л.Н., Смирнов Н.В. Таблицы математической статистики. М: Наука, 1983. 416 с.


**Referenses**


1. Management of radioactive waste during operation of NPP NPP Energoatom (31.12.2016). Availabel at: http://energoatom.kiev.ua/files/file/l.zvit._povodzh._z_rav-2016-ilovepdf -compressed.pdf
2. GOST R 51883-2002 Waste radioactive cemented. General technical requirements. Gosstandart of Russia. Moscow, Standartinform Publ. 2002. 7 p. RD 306.4.008 - 2004. (in Russ.)
3. Krivenko P.V., Pushkareva K.K., Gots V.I., Kovalchuk G.Yu. (2012) Monohrafiya. Kyiv: TOV «IPK Ekspres-Polihraf». 258 p.
4. Davidovits J. (1988) Soft Mineralurgu and Geopolimers. In proceeding of Geopolimer 88 International Conference, The Universite de Technologie. Compiegne. Franse,. pp. 49-56.
5. Glukhovsky V.D. (1965). Ground silicates, their properties, manufacturing technology and scope. Abstract a thesis for Doctor's degrec (technical Sciences). (in Ukr.)
6. Rozko A.M., Fedorenko Y.G., Olkhovyk Y.O., Pavlyshyn G.P. (2020). Geochemistry of technogenesis. 4 (32): 96 - 102.
7. DSTU BV. 2.7 - 187: 2009. Cement. Methods for determining the flexural and compressive strength.
8. Novik F.S., Arsov Ya. B. (1980). M.; Mashynostroenye; Sofyya: Tekhnyka. 304 p.
9. Bolshev L.N., Smirnov N.V. (1983) Tables of mathematical statistics. M, Nauka. 416 p.

**INFLUENCE OF THE RECIPES ON THE STRENGTH OF STRENGTH OF GEOPOLYMER COMPOUNDS WHEN CEMENTING LRW**

***Yu. Fedorenko, A. Rozko, Yu. Olkhovyk***

**Yu. Fedorenko,** Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0001-7746-2332
**A. Rozko,** PhD (Geology), Senior Research Fellow, Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID:0000-0002-4614-5569, al.rozko@gmail.com
**Yu. Olkhovyk,** D.Sc. (Techn), Head of department, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0001-5653-2370, yolkhovyk@ukr.net

*The influence of the composition of geopolymer binders (blast furnace slag, removal ash, liquid glass and KOH) on the properties, namely the compressive strength of the compounds formed during LRW cementation, is studied. To perform the work, compounds were made in which the masses of the components varied according to the plan of the factorial experiment in $2^3$ - three factors on two levels. The factors chosen were: liquid glass, a mixture of slag with ash in a ratio of 1: 1 and potassium hydroxide. The mass of LRW imitation did not change in all experiments. The experiments were not duplicated, and the random error was assessed analytically. The calculations gave the equation that relates the compressive strength of the compounds to the mass of liquid glass, slag and ash, and potassium hydroxide. When constructing the equation, it was found that the variance of the batch of measurements by the Cochren's criterion is homogeneous, the coefficients of the equation by the Student's criterion are statistically significant, and the model (equation) by the Fisher criterion is adequate. The analysis of the equation showed that the strength limit is influenced by slag and ash, but the greatest influence is exerted by the pair interaction of liquid glass with ash and slag. The consequence of the interaction is the formation of a geopolymer network, which strengthens the compounds. The addition of potassium hydroxide reduces the strength of the samples due to excess potassium and sodium cations, for which there is no functional place (combination with Al atoms to change the electronic configuration to tetrahedral). For this case, an equation with a correlation coefficient R = 0.86 is obtained. The application of the method of steep ascent showed the possibility of increasing the strength limit by 1.5 times or more. In the future, it is planned to reduce the amount of ash in the binder or replace it with temperature-activated kaolin. Mechanical activation of the slag powder had a positive effect on increasing the compressive strength.*
***Keywords:*** *geopolymer binders, cementation, factorial experiment, imitation of liquid radioactive waste, compound, tensile strength.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.055
УДК 550.47:550.424

**Орлов О.О.**

**Орлов О.О.** старший наук. співробітник, к.б.н., с.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

# МОХОПОДІБНІ (BRYOBIONTA) ЯК ТЕСТ-ОБ'ЄКТИ БРІОГЕОХІМІЧНОЇ ІНДИКАЦІЇ АТМОСФЕРНИХ ВИПАДАНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА РАДІОНУКЛІДІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ ЄВРОПИ. АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД

*В огляді представлено аналіз публікацій, присвячених проблемам використання мохоподібних для бріогеохімічної індикації атмосферних випадань важких металів та радіонуклідів. Коротко розглянуто таксономічну структуру Мохоподібних (Bryobionta), наведено три відділи – Anthocerotophyta, Marchantiophyta та Bryophyta. Зроблено висновок, що найбільш придатними видами мохів для біомоніторингу важких металів є представники відділу мохів (Bryophyta), такі, як Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi, Hypnum cupressiforme, Scleropodium purum. Наголошено на 25-річному успішному застосуванню мохів у бріогеохімічній індикації атмосферних випадань важких металів у навколишньому середовищі у Європі, показано існування спеціальної системи моніторингу на їх основі у 28 країнах континенту. Для найважливіших видів мохів, які використовуються як тест-об'єкти біомоніторингу, показано значну широту їх географічного поширення, розподіл за субстратами зростання (епігейні, епіфітні та епілітні). Проаналізовано головні біологічні особливості мохів, які дозволяють їх використовувати для цілей біомоніторингу важких металів та радіонуклідів, зокрема, відсутність у мохів коріння, саме тому основну частину поживних речовин (та полютантів) вони отримують напряму з аеральних випадань сухих (пил) та мокрих (дощ, сніг); висока катіоннообмінна здатність їх клітинних оболонок. Коротко наведено найбільш важливі анатомічні та морфологічні характеристики трьох груп мохів (ендогідритні, ектогідритні, міксогідритні), зроблено висновок про кращу придатність ектогідритних видів для бріогеохімічної індикації полютантів. Продемонстровано результати численних біомоніторингових досліджень, проведених із використанням широко поширених у Європі видів мохів у природних та антропогенних біогеоценозах. Коротко наведено критерії до мохів як тест-об'єктів бріогеохімічної індикації. Узагальнено фізіологічні пристосування мохів до стресу, зумовленого надходженням до їхньої фітомаси значних концентрацій важких металів. Наведено вимоги до відбору зразків мохового покриву для цілей бріогеохімічної індикації полютантів. Запропоновано перспективні види мохів у якості тест-об'єктів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами для різних природних зон України: зони Полісся – Hylocomium splendens та Pleurozium schreberi, зони Лісостепу – Hypnum cupressiforme, зони Степу – Tortula muralis Hedw. та Bryum argenteum.*

***Ключові слова:*** *забруднення, біомоніторинг, бріогеохімічна індикація, мохи, тест-об'єкти, важкі метали, радіонуклі-ди.*

**Вступ.** Однією з ключових проблем екологічної геохімії на сучасному етапі є вибір біогеохімічного індикатора забруднення навколишнього природного середовища. Найбільш придатними для екологічних цілей є мохоподібні – широко розповсюджені представники біогеоценозу в планетарному масштабі.

Надвідділ Мохоподібні (*Bryobionta*) – численна група вищих, безсудинних, криптогамних рослин, яка налічує близько 25 тис. видів і складається з трьох відділів: Антоцеротів (*Anthocerotophyta*), Печіночників (*Marchantiophyta*) та Листостеблових або Справжніх мохів (*Bryophyta*) (далі по тексту – мохи) [94]. Для цілей біомоніторингу та бріогеохімічної індикації різноманітних забруднень з надвідділу Мохоподібних найбільш придатними визнано мохи [19, 113, 115], які, як правило, характеризуються значними лінійними розмірами – 1-20(50) см, часто формують щільні килимки або подушки у різних типах біогеоценозів. Також важливим є те, що ряд їх видів має широке поширення, а географічний ареал охоплює кілька континентів. Наприклад, *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. та *Dicranum polysetum* Sw. ex anon. зазвичай зустрічаються у Північній півкулі Землі – у Євразії та Північній Америці, *Dicranum scoparium* Hedw. – у Євразії, Північній Америці та Африці, *Sphagnum palustre* L. – у Євразії, Північній Америці та Австралії.

Загалом мохи поширені у більшості природних зон Земної кулі – від тундри до екваторіальних лісів, відіграючи у ряді їх біотопів важливу ценозоутворюючу роль, наприклад, у бореальних лісах та на болотах північних та помірних широт.

За субстратом зростання мохи поділяються на три головні групи: епігейні – зростають на ґрунті; епіфітні

– переважно на корі та гілках дерев, епілітні – на кам'янистих субстратах і є піонерами їх заростання. Крім того, мохи зустрічаються не лише у природних екосистемах, але також опанували й антропогенні – урбоекосистеми та агроекосистеми, що значно розширює можливості їхнього використання для цілей біомоніторингу та бріогеохімічної індикації забруднення природних середовищ різноманітними забруднювачами.

**Аналітичний огляд**. Мохи (таксономію наведено за N.G. Hodgetts et al. [55]) характеризуються рядом важливих рис для використання для бріогеохімічної індикації в якості тест-об'єктів. Перш за все, до таких належить відсутність у них коріння, саме тому основну частину поживних речовин та забруднювачів вони отримують напряму з сухих аеральних випадань (пил) та мокрих (дощ, сніг та ін.) [18, 104], досить добре відбиваючи при цьому вміст речовин-забруднювачів, у т.ч. важких металів, в атмосфері. Однак частина видів мохів, наприклад *Polytrichum commune* Hedw., *P. formosum* Hedw., *P. piliferum* Hedw. мають добре розвинені ризоїди, які досить ефективно поглинають водні розчини також з ґрунту.

За характером анатомічної будови системи ризоїдів, листків та наявністю/відсутністю водопровідної системи стебла мохи поділяються на три групи:

1. Ендогідритні види – характеризуються наявністю розгалужених ризоїдів у ґрунті, їх листя вкрите епідермісом і кутикулою (регулюють транспірацію), наявна добре розвинена водопровідна система, подібна до такої у квіткових рослин. Приклади: *Polytrichum commune, P. formosum, P. piliferum.*

2. Ектогідритні види – як правило, не мають ризоїдів, кутикули на листі та водопровідної системи. Саме ці мохи всією поверхнею ефективно абсорбують воду та інші атмосферні випадання [70] і є головними тест-об'єктами бріогеохімічної індикації та біомоніторингу, наприклад, *Pleurozium schreberi, Dicranum polysetum, Bryum argenteum* Hedw., *Sphagnum palustre* та ін.

3. Міксогідритні – характеризуються мішаними рисами попередніх двох груп [90] і, як правило, менш ефективною роботою гірше розвиненої водопровідної системи.

Суттєвою особливістю мохів є значне відношення листової поверхні до маси листя, а також проекції листової поверхні до площі килимків/подушок, яку вони займають, що багатократно перевищує відповідний показник у квіткових рослин [3, 4, 102]. Зокрема, за даними В.А. Собченка [3], загальна площа листової поверхні однієї особини *Pleurozium schreberi* складає 3534 мм$^2$ на одну особину. При цьому площа верхньої (зеленої) частини особин склала 1353 мм$^2$, а нижньої – 2134 мм$^2$. Цим дослідником було зроблено важливий висновок, що максимальний внесок у загальну поверхню згаданого виду моху вносить сумарна поверхня гілкового листя: 43,44 % – у нижній і 24,72 % – у верхній частині моху.

В.А. Собченком [3] також наведено сумарну площу поверхні мохового покриву (з урахуванням його щільності), у *Pleurozium schreberi* – 32,88 м$^2$ на 1 м$^2$ ґрунту при середній кількості особин 9394 шт./м$^2$.

Подібні дослідження сорбційної здатності різних видів мохів у залежності від їхньої листової поверхні також було проведено у Латвії [24]. Їхні результати продемонстрували тісну кореляцію між згаданими двома показниками.

Дослідниками виявлено, що в абсорбції важких металів мохами значну роль відіграє відсутність покривних тканин на листі мохів, що зумовлює легкість надходження цих полютантів до організму мохів [29, 62]. Клітинні оболонки листя мохів демонструють виражені іонообмінні властивості [66]. Значну іонообмінну здатність клітинних оболонок мохів до важких металів одні дослідники пов'язують із полігалактуроновою кислотою та спорідненими сполуками [105], інші – з карбоксильними та фосфорильними групами, які утворюють хелатні комплекси з важкими металами на поверхні клітин мохів [46].

Слід однак зазначити, що мохи можуть втрачати значну частку накопичених важких металів за рахунок вилуговування дощовими водами [28]. На прикладі двох видів мохів, *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.) та *Pleurozium schreberi*, було продемонстровано [26] закономірність – чим сильніший дощ, тим меншою є акумуляція важких металів у фітомасі досліджуваних видів. До того ж при сильних дощах інтенсивність акумуляції Pb та Ni у фітомасі мохів залишається майже постійною, таких металів, як Cd, Cu та Zn – зменшується, а для Mn та Cr – сильно зменшується, для останніх вилуговування є чи не домінуючим фактором концентрації у фітомасі мохів [26]. Протилежної думки дотримуються інші дослідники [32, 68], за даними котрих, накопичені важкі метали у внутрішньоклітинному середовищі або міжклітинному середовищі мохів не можуть легко вилуговуватися у природних умовах.

Серед значної кількості мохів у якості тест-об'єктів бріогеохімічної індикації і біомоніторингу речовин-забруднювачів у навколишньому природному середовищі може використовуватися лише їх незначна частка, а види мохів мають відповідати певним критеріям. Згадані критерії є загальними для всіх об'єктів біомоніторингу, з усіх груп рослинного світу [49, 50], а саме:

1. Види – тест-об'єкти мають бути звичайними, широко поширеними у регіоні досліджень.

2. Бажано, щоб зразки тест-об'єктів для аналізу у достатній кількості можливо було б відбирати у будь-який сезон року.

3. Тест-об'єкти повинні мати значні лінійні розміри та фітомасу, достатню для репрезентативного багатократного відбору протягом багатьох років поспіль на стаціонарних ділянках біомоніторингу.

4. Тест-об'єкти повинні добре відділятися від субстрату зростання.

5. Тест-об'єкти повинні формувати більш-менш щільні дернинки, килимки/подушки, площу яких легко виміряти та оцінити щільність випадань речовин-забруднювачів на одиницю площі.

6. Тест-об'єкти повинні накопичувати досліджувані речовини-забруднювачі у значній кількості, одночасно маючи до них високу резистентність. Такими об'єктами фітобіоти є мохи, які здатні зростати в умовах сильного забруднення важкими металами без видимих порушень росту та розвитку [87, 113].

Критерії, обов'язкові для моніторингу в цілому, що повинні виконуватися одночасно, є такими [1, 2]:

- репрезентативність точок спостережень і кількості вимірювань/пробовідборів;
- послідовність, певна періодичність і безперервність спостережень;
- єдина методична основа відбору проб тест-об'єктів та вимірювання речовин-забруднювачів, забезпечення високоточними приладами для проведення досліджень;
- стабільність у дослідженні запроектованих параметрів (їх можна доповнювати, корегувати, але не змінювати докорінно);
- уніфікація базових програм накопичення і обробки отриманих даних;
- можливість використання ГІС на кожній стадії проведення спостережень та аналізу даних.

У численних дослідженнях було доведено високу ефективність використання мохів як тест-об'єктів для бріогеохімічної індикації концентрації важких металів у навколишньому середовищі, переважно в атмосферному повітрі [31, 51, 84, 95, 100, 112]. Використання мохів для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу широкого спектру речовин-забруднювачів у Європі узагальнено H.G. Zechmeister et al. [114]. Зокрема, продемонстровано високу ефективність використання мохів для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища не лише важкими металами та радіонуклідами, але й оксидом азоту та складними органічними газоподібними сполуками. Для цього, як правило, використовують поширені види ектогідритних мохів, такі, як *Pleurozium schreberi* [48], *Hypnum cupressiforme* [30], *Pseudoscleropodium purum* (Hedw.) M.Fleisch. [32], *Sphagnum palustre* [12]. Дослідники [12, 30] дійшли важливого практичного висновку: концентрація важких металів у фітомасі згаданих вище видів мохів добре корелює з концентрацією важких металів в атмосферних випаданнях.

Крім того, дослідниками було наголошено на тому, що за відсутності коріння на абсорбцію важких металів ектогідритними видами мохів ґрунтові параметри не впливають суттєво [41, 45], визначаючи при цьому лише можливість зростання даних видів мохів на даних видах ґрунтів.

Механізмам абсорбції важких металів мохами присвячені спеціальні дослідження. Зокрема, було зроблено висновок, що головним механізмом транспорту води та важких металів в організмі звичайних ектогідритних мохів є капілярні сили [36, 82]. Вченими [14, 57] також наголошено на важливості врахування акумуляції фітомасою ектогідритних мохів пилу, який локально підіймається з поверхні ґрунту вітровими потоками. Крім того, дослідниками [57] показано, що у зволоженій фітомасі *Pleurozium schreberi* все ж відбувається дифузія катіонів важких металів, зокрема, Cu та Cd, з ґрунту до фітомаси, що слід враховувати, інтерпретуючи результати для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу важких металів за допомогою мохів. Саме тому одним із найважливіших питань біомоніторингу є визначення походження і джерел полютантів, накопичених у фітомасі тест-об'єктів з числа мохів [58, 59]. Як правило, атмосферні аерозолі збагачені полютантами з віддалених джерел, однак можуть також бути збагаченими за рахунок підйому пилу з поверхні ґрунту на локальному рівні [14]. Саме тому для коректної інтерпретації цих двох головних джерел дослідниками запропоновано використовувати спеціальний показник – фактор збагачення [58]. Якщо його значення перевищує 1,0 – можливо стверджувати про віддалену природу походження забруднювача і його надходження до тест-об'єктів з атмосферним переносом. Крім того, важливим є порівняння концентрацій важких металів у фітомасі мохів у процесі бріогеохімічної індикації і біомоніторингу, виміряних різними методами [44].

Накопичення значної кількості важких металів у фітомасі мохів може призвести у них до пошкодження клітинних структур та негативних змін у фізіологічних процесах [17]; до того ж дослідники відмічають, що фітотоксичний ефект важких металів на мохи зумовлений, головним чином, їхньою внутрішньоклітинною фракцією, в той час, як позаклітинна фракція важких металів не має швидкого впливу на клітинний метаболізм мохів [40, 93]. Тому життєва стратегія мохів по відношенню до стресу, зумовленого важкими металами, полягає як в уникненні, так і у толерантності до нього [20]. Уникнення стресу відбувається шляхом запобігання потрапляння іонів важких металів у середину клітин – до їх протопласту [63]. Клітинні оболонки при цьому відіграють вирішальну роль [16, 110]. Зокрема, показано, що рівень толерантності мохів до Cd у ряді видів мохів визначається зв'язуванням клітинними оболонками інших, неток-

сичних, катіонів, зазвичай поширених у навколишньому середовищі, що створює несприятливі умови для зв'язування токсичних катіонів Cd, що, в свою чергу, запобігає їх проникненню до живого протопласту клітин мохів [97, 110].

Механізми, які забезпечують високу толерантність мохів до катіонів важких металів, подвійні. З одного боку, це нейтралізація токсичного стресу, зумовленого ними, в т.ч. зміною хімічного складу клітинних мембран, а з іншого – транслокація катіонів важких металів із цитоплазми клітин до їх органел, де ці катіони стають неактивними, наприклад, до вакуоль та клітинних оболонок [63].

З 1990 року більшість європейських країн один раз на 5 років проводить масштабні дослідження рівнів вмісту важких металів у мохах. Згадані дослідження проводяться у рамках Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops [52, 53], яка координується з Великобританії. Так, у 2005 році ці дослідження охопили 28 країн Європи, в т.ч. Угорщину, Чехію, Словаччину, Польщу [100, 101], Латвію [24], Естонію [65], Румунію [34], Болгарію та європейську частину Туреччини [31], Грецію [112] та ін.

Слід особливо підкреслити, що мохи як тест-об'єкти для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу важких металів у навколишньому середовищі використовують як у природних, так і антропогенних біогеоценозах, у суходільних та водних біотопах [114].

У Словінському національному природному парку (Польща) методами атомно-адсорбційної спектрометрії та нейтронної активації було визначено вміст важких металів у моху *Pleurozium schreberi* [23]. Отримані результати продемонстрували виразний тренд зниження вмісту важких металів – Fe, Zn, Ni, Cd, Cr – у фітомасі згаданого виду протягом останніх 27 років, що дослідники пояснили значним зменшенням (на 38%) викидів пилу промисловістю Польщі протягом 1978-2002 рр. Виявлено, що середні концентрації згаданих металів у фітомасі *Pleurozium schreberi* у національному природному парку у 2005 році дорівнювали, мкг/г: Fe – 233,9; Zn – 38,0; Ni – 0,90; Cd – 0,24; Cr – 0,78, а його територію визнано однією з найчистіших у Польщі, яка може використовуватися як референтний район для порівняння забруднення важкими металами. Подібні дослідження за допомогою *Pleurozium schreberi* як тест-об'єкта були проведені раніше в інших 12 національних природних парках Польщі [47].

В антропогенних екосистемах мохи як тест-об'єкти забруднення навколишнього природного середовища важкими металами були використані для критичних біотопів узбіч шосе [83], міського середовища різних частин урбоекосистем [10, 11, 81] та ін. Продемонстровано, що концентрація важких металів у фітомасі *Pleurozium schreberi* на узбіччі шосе залежала від відстані до нього [83]. Зокрема, виявлено, що максимальна концентрація Zn у цьому моху спостерігалася на відстані 6 м від шосе, Ni – на відстані 2 м, а Pb – залишалася майже незмінною у смузі завширшки 14 м.

Дуже важливим є те, що завдяки значним лінійним розмірам мохів, існує можливість визначати концентрації важких металів не лише у всій їхній фітомасі, але й у однорічному прирості [25, 27, 38, 78, 79, 109], що віддзеркалює поточний рівень атмосферних випадань важких металів. Відносна стабільність металорганічних хелатних комплексів разом зі значною катіонообмінною ємністю клітинних оболонок мохів створюють передумови для значної сорбції ними важких металів [26]. За рівнем акумуляції та утримання мохами важкі метали можна розмістити у такому ряду: Cu > Pb > Ni > Co > Cd > Zn > Mn [85].

Дослідниками узагальнено головні вимоги до відбору фітомаси мохів для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища важкими металами, які наведено у спеціальній методиці, офіційно прийнятій у Європі – «Recommendations of mosses sampling for European Manual Survey, 2010» [52, 53, 72]. До таких вимог належать наступні:

- Кожна точка пробовідбору мохів повинна бути розташована не ближче 3 м від проекції крон дерев; у лісах і у молодих лісових культурах точки слід розміщати у «вікнах» під деревним пологом, на галявинах тощо.
- На луках та болотах точки не слід розміщати у проекції крон кущів або широколистих трав – для запобігання впливу вилуговування з них важких металів до фітомаси мохів. Також слід уникати розміщення точок пробовідбору на схилах та ділянках з ерозійними водними потоками.
- Точки пробовідбору мохів повинні розміщуватися у неурбанізованих районах, репрезентативних для певного регіону. Вони повинні знаходитися не ближче 300 м від базових шосе, а також сіл та промислових підприємств та 100 м – від малих доріг та окремих житлових будинків.
- Для забезпечення порівнюваності результатів багаторічного моніторингу бажано пробовідбір проводити на тій самій стаціонарній точці. За відсутності можливості цього, точку пробовідбору слід перенести не далі 2 км від попередньої, у такий самий біотоп.
- Бажано точки пробовідбору зразків мохів розміщувати поблизу наявних метеорологічних станцій, де проводиться моніторинг концентрацій важких металів в атмосферному повітрі.
- Рекомендується з кожної точки пробовідбору мохів з площі 50 м х 50 м відбирати один збірний зра-

зок певного виду моху, який складається з 10 окремих зразків.

- Відібрані зразки фітомаси мохів слід пакувати у герметичні пластикові пакети, перевозити у холодильнику.
- Пробовідбір слід проводити у вегетаційний період – з квітня по жовтень, у безвітряну погоду.
- Кожна точка пробовідбору повинна мати географічні координати, придатні для ГІС-обробки даних.

Дослідниками також детально наведено вимоги до підготовки зразків мохів для аналізу [51, 53] та методи аналізів концентрацій важких металів у зразках [8, 52, 106]. Головними методами аналізу концентрації важких металів у фітомасі мохів є: ICP-MS – масспектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою; ICP-AES – атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою; AAS – атомно-абсорбційної спектрофотометрії; NAA – нейтронно-активаційного аналізу, а для гамма-випромінюючих радіонуклідів ($^{137}$Cs, $^{40}$K, $^{210}$Po, $^{210}$Pb та ін.) – гамма-спектрометричний.

В останні 15 років опубліковано результати досліджень кореляції концентрацій важких металів у мохах та щільності атмосферних випадань цих металів, отримані методами бріогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднення навколишнього середовища важкими металами. Зокрема, у країнах Європи для Cd та Hg було продемонстровано тісну кореляцію між згаданими параметрами [91]. Подібний висновок також було зроблено для Mn [21] та Pb [74]. Крім того, за результатами масових аналізів (десятків тисяч) вмісту Cd, Hg та Pb у мохах, повітрі, ґрунті та інших компонентах біогеоценозів у Європі було визначено фактори, які суттєво впливають на концентрацію згаданих важких металів у мохах, у т.ч. регіональні [56]. Зокрема, з метою корекції результатів біомоніторингу забруднення ґрунтів важкими металами за допомогою мохів було запропоновано процедуру, яка полягає в урахуванні регіонального геохімічного фону відповідних металів у ґрунтах [14].

В Україні також продемонстровано доцільність застосування мохів для бріогеохімічної індикації і біомоніторингу забруднень у різних регіонах країни. Цей напрямок пов'язаний у нашій державі переважно з дослідженнями О.Б. Блюма, який приймав участь у європейських програмах бріомоніторингу, що знайшло відображення у численних публікаціях [56, 75, 91, 92 та ін.]. Слід однак зазначити суттєву фрагментарність вивченості території України засобами бріогеохімічної індикації та, на відміну від більшості країн Європи, відсутність регулярної сітки стаціонарних пунктів для таких спостережень, як і регулярних спостережень у часі у масштабах всієї країни.

Однак, для окремих регіонів України бріогеохімічні дані наявні. Зокрема, результати бріогеохімічної індикації атмосферних випадань важких металів наведено А.В. Шабатурою, О.Б. Блюмом, Ю.Г. Тютюнником для Житомирської та Київської областей (поліської та лісостепової частин) [7]. Для бріогеохімічної індикації забруднення атмосферного повітря були використані мохи *Pleurozium schreberi* та *Sciuro-hypnum oedipodium* (Mitt.) Ignatov & Huttunen, в яких методом плазмової емісійної спектроскопії виміряно вміст таких важких металів, як Mn, Fe, Zn, Ti, Cu, Pb, Ni, Cr, V, Co, Cd, Sb. Дослідниками наведено середній (за 25 точками) вміст згаданих елементів у досліджених видах мохів окремо. Так, у фітомасі *Sciuro-hypnum oedipodium* вміст важких металів дорівнював (мкг/г): Mn – 356, Fe – 1180, Zn – 49,1, Ti – 31,7, Cu – 12,4, Pb – 3,6, Ni – 3,6, Cr – 3,8, V – 5,0, Co – 0,76, Cd – 0,33, Sb – 0,19. У фітомасі *Pleurozium schreberi* середній (за 67 точками) вміст важких металів склав (мкг/г): Mn – 635, Fe – 607, Zn – 34,3, Ti – 21,0, Cu – 12,9, Pb – 4,3, Ni – 3,4, Cr – 3,1, V – 2,1, Co – 0,45, Cd – 0,32, Sb – 0,21. Показано, що більша акумулятивна здатність до важких металів властива *Sciuro-hypnum oedipodium* у порівнянні з *Pleurozium schreberi*. Так, для Fe вона більша у 2 рази, а для V – у 2,4 раза. Зроблено висновок, що вміст більшості важких металів у *Pleurozium schreberi* є вищим у лісостеповій частині регіону досліджень, ніж у поліській, за виключенням Mn, Zn, Pb, Cr, Sb. Для поліської частини областей наведено геохімічну асоціацію металів Ca/Mg/Fe/Na/Ti/Cr/Cu, яка, на думку авторів, є наслідком локального техногенезу та/або результатом далекого атмосферного переносу полютантів. Для лісостепової частини Житомирської та Київської областей виявлено таку геохімічну асоціацію металів: K/Mg/Al/Ni/Cd/Sb/Ca/Pb, пов'язану з сухими пилоаерозольними випаданнями полютантів.

Цими дослідниками шляхом аналізу геохімічних асоціацій елементів виявлено головні фактори атмогеохімічного навантаження на навколишнє середовище регіону: 1. Місцеве (локальне і регіональне) забруднення приземного шару атмосфери крупнодисперсними аерозолями природного та техногенного походження; 2. Місцеве забруднення приземного шару атмосфери дрібнодисперсними пірогенними конденсаційними аерозолями; 3. Транскордонний перенос забруднених повітряних мас із заходу та півночі; 4. Техногенне закислення та зміна pH–Eh балансу атмосферних опадів; 5. Біологічні процеси акумуляції хімічних елементів мохами.

Ю.Г. Тютюнником, О.Б. Блюмом, А.В. Шабатурою [5] у 2005 р. досліджено забруднення Українських Карпат, Прикарпаття та Закарпаття As та важкими металами. Методами бріогеохімічної індикації (тест-об'єкт – *Pleurozium schreberi*) авторами виявле-

но підвищені рівні забруднення навколишнього середовища As на найвищих гірських рівнях, а також підтверджено транскордонний перенос повітряних мас, забруднених As та важкими металами з Центральної Європи на територію України.

Ю.Г. Тютюнником, О.Б. Блюмом [6] методом бріогеохімічної індикації досліджено 20-річний тренд (1995-2015 рр.) атмосферного забруднення важкими металами (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn) Житомирської та Київської областей у 20-ти пунктах. Тест-об'єктом бріомоніторингу слугував *Pleurozium schreberi*, визначення концентрації важких металів в ньому проведено атомно-абсорбційним методом та методом плазмової емісійної спектроскопії. Пункти пробовідбору об'єднано у три групи: 1. Зона впливу потужних джерел регіонального забруднення атмосфери (Трипільська ГРЕС) та зона впливу Київського мегаполісу; 2. Зона помірного або слабкого впливу локальних джерел забруднення атмосфери – «напівфон»; 3. Зона за межами 1 та 2 – «фон».

Продемонстровано, що у зоні прямого впливу викидів Трипільської ГРЕС за 20-річний період збільшився вміст Cd, V, Zn, але зменшився для решти досліджених важких металів, що пов'язано зі складом палива (вугілля або мазут) у різний період. У зоні впливу Київського мегаполісу відбулося збільшення у моху вмісту всіх важких металів, окрім Ni (не змінився) і Pb (зменшився). Так, у фітомасі *Pleurozium schreberi* концентрація Cd збільшилася з 0,38 до 0,46 мкг/г АСВ; Cr – з 0,45 до 4,59 мкг/г; Cu – з 6,4 до 9,9 мкг/г; Fe – з 721 до 1043 мкг/г; V – з 5,13 до 7,23 мкг/г; Zn – з 69,2 до 81,5 мкг/г. Зроблено узагальнення, що у зонах «напівфону» та «фону» за 20 років тренди різних важких металів були різними. Найбільш чітким був тренд збільшення концентрації Cd у дослідженому моху, що автори пов'язали з підсиленням глобального техногенного навантаження на атмосферу; а також у Fe, що зумовлено загальним збільшенням автомобілізації.

Міжнародною командою дослідників [54] за результатами бріогеохімічної індикації і біомоніторингу продемонстровано, що у 2010 р. для багатьох важких металів спостерігався градієнт збільшення концентрації у навколишньому середовищі Європи з північного заходу на південний схід. Концентрації таких металів, як Al, Fe, V, Cr були найнижчими у Північній Європі, а найвищими – в Україні (у Донецькій області) та локально у деяких інших країнах континенту – Румунії, Болгарії та ін.

Використання мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього природного середовища важкими металами та радіонуклідами більше 30 років проводиться у багатьох країнах, із використанням різних видів мохів та з різною метою. Нижче наведено результати досліджень забруднення навколишнього середовища у країнах Європи з використанням мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами (табл.).

Дані таблиці свідчать, що біомоніторинг забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами з використанням мохів як тест-об'єктів проводиться в усіх регіонах континенту: Північній Європі – Норвегії, Фінляндії, Швеції; Західній Європі – Португалії, Іспанії, Франції; Центральній Європі – Німеччині, Швейцарії, Нідерландах; Південній Європі – Італії, Албанії, Сербії, Македонії, Кроатії, Болгарії, Греції, Турції; Східній Європі – Чехії, Словакії, Польщі, Румунії, Україні, Литві, Естонії, Російській Федерації тощо. Об'єм досліджень з біомоніторингу є найбільшим у країнах Північної та Центральної Європи, при цьому, починаючи з 1995 р., наявні багаторічні дані біомоніторингу вмісту важких металів у мохах, отримані на спеціальній мережі спостережень, яка репрезентативно покриває значні регіони континенту.

Також з таблиці випливає, що з видів мохів, які досліджуються як тест-об'єкти, найбільш використовуваними є епігейні (наземні) види, які утворюють щільні килими на ґрунті – *Hylocomium splendens* та *Pleurozium schreberi*, широко поширені у хвойних та мішаних лісах Європи. Для листяних лісів континенту як тест-об'єкти використовуються зазвичай поширені види мохів даних біогеоценозів – епіфітний вид *Hypnum cupressiforme* та епігейний вид *Pseudoscleropodium purum.*

Решта видів мохів використовувалася з метою біомоніторингу важких металів епізодично, наприклад, у лісових біогеоценозах – такі звичайні епіфітні мохи Європи, як *Brachythecium salebrosum, B. rutabulum, B. glareosum, Eurhynchium angustirete*, які зростають на стовбурах дерев;у скельних біогеоценозах та на відвалах шахт – епілітні види – *Grimmia pulvinata, G. decipiens, G. laevigata*, а також епігейні види, зокрема, *Tortula muralis* Hedw., *Bryum argenteum, Homalothecium lutescens* та ін., а на ділянках без зімкнутого рослинного покриву – *Scelopodium touretii.*

Проте важливим принципом при проведенні біомоніторингу та бріогеохімічної індикації за допомогою мохів є використання видів, які не лише широко поширені, але й добре відрізняються від інших видів, оскільки їх ідентифікація у природних умовах при відборі зразків часто значно утруднена, тим часом як акумуляція важких металів та радіонуклідів різними видами мохів істотно відрізняється [13, 33].

Наведене вище дозволяє виділити для України види мохів, які можуть бути використані як тест-об'єкти біомоніторингу та бріогеохімічної індикації забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами.

**Таблиця.** Використання мохів як біоіндикаторів забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами у країнах Європи.
**Table.** The use of mosses as bioindicators of pollution by heavy metals and radionuclides in European countries

| Види мохів | Мета досліджень | Елементи-забруднювачі | Країна | Посилання |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| *Hylocomium splendens* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на хвойні ліси бореального типу | Cd, Cu, Pb | Норвегія | 77 |
| | Багаторічний моніторинг (1990-2010 рр.) атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози різних природних зон | Cd, Hg, Pb | Норвегія | 74 |
| | Біомоніторинг забруднення важкими металами лісових та міських (паркових) біогеоценозів | Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn | Румунія | 98 |
| *Pleurozium schreberi* | Багаторічний моніторинг (1975-1998 рр.) атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn | Польща | 103 |
| | Біомоніторинг забруднення важкими металами територій уздовж автомобільних доріг | Cd, Cu, Fe, Hf, Pb, Zn, Pt, Rh | Фінляндія | 76 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань $^{137}$Cs на територію в індустріальному районі | $^{137}$Cs | Польща | 61 |
| *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi* | Багаторічний моніторинг атмосферних випадань важких металів на хвойні ліси 1985, 1990, 1995 та 2000 | Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, V, As, Hg | Фінляндія | 79 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози у районі видобутку поліметалічних руд | Ti, As, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sb, Hg, Ni, Pb | Польща | 60 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Fe, Co, As, Mo, Cd, Sb, Ce, Pb | Норвегія | 19 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, V, Zn | Чехія | 73 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози при транскордонному переносі | Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Zn | Фінляндія, Норвегія, Російська Федерація | 99 |
| *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi* | Картування щільності атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Mn, Ni, Zn, Ti, V, Cr, Fe, Co, Cu, Hg, Th Sb, Pb, Mo, Cd, W | Словакія | 43 |
| | Біомоніторинг балансового розподілу та потоків важких металів у лісових екосистемах бореального типу | Cu, Zn, Pb, Cd, Hg | Країни Європи | 22 |
| | Встановлення джерел забруднення навколишнього природного середовища важкими металами | Fe, Zn, Sb, Ta, Mn, Co, Mo, Cr, Ni, W; V, Ni | Російська Федерація | 39 |
| *Hylocomium splendens, Hypnum cupressiforme, Brachythecium salebrosum* (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp., *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) Schimp. | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | As, Cd, Cu, Ni, V, Zn | Румунія | 67 |
| *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi, Hypnum cupressiforme, Pseudoscleropodium purum* | Багаторічний моніторинг (1990-2005 рр.) з метою картування випадань важких металів на лісові біогеоценози | Cd, Hg, Pb | Країни Європи | 56 |
| *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi, Brachythecium rutabulum, Hypnum cupressiforme, Pseudoscleropodium purum* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | As, Ce, Cr, Fe, Mn, Na, Th, Ti, V, Zn | Німеччина, Швейцарія, Нідерланди | 111 |
| *Hylocomium splendens, Hypnum cupressiforme, Pseudoscleropodium purum* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози за міжнародною програмою картування випадань у 2005 р. | As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn, Sb | Країни Європи | 53 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|
| *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi; Pseudoscleropodium purum, Eurhynchium angustirete* (Broth.) T.J.Kop., *Brachythecium rutabulum, Brachythecium salebrosum* | Багаторічний моніторинг (1995-2005 рр.) аеральних випадань важких металів на лісові біогеоценози | As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V and Zn | Литва, Чехія | 86 |
| *Pleurozium schreberi, Pseudoscleropodium purum* | Біомоніторинг співвідношення ізотопів Pb в атмосферних випаданнях на лісові біогеоценози біля вугільної ТЕС | $^{204}$Pb, $^{206}$Pb, $^{207}$Pb, $^{208}$Pb | Чехія | 101 |
| *Pleurozium schreberi, Hypnum cupressiforme, Brachythecium rutabulum* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn | Кроатія | 96 |
| *Hypnum cupressiforme* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, I, Ba, La, Pb | Болгарія | 69 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань радіонуклідів у районі розташування теплової вугільної електростанції | $^{210}$Pb | Італія | 35 |
| | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на урбоекосистеми крупних міст | Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Fe | Албанія | 64 |
| *Hypnum cupressiforme, Scleropodium touretii* (Brid.) L.F.Koch | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на ділянках без зімкнутого рослинного покриву | Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn | Португалія | 42 |
| *Hypnum cupressiforme, Homalothecium lutescens* (Hedw.) H.Rob., *Leucodon sciuroides* (Hedw.) Schwägr., *Brachythecium salebrosum* | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на території навколо шахт із видобутку As, Sb, Tl | As, Sb, Tl | Німеччина | 13 |
| *Hypnum cupressiforme, Homalothecium lutescens* | Біомоніторинг забруднення навколишнього середовища важкими металами навкруги теплової вугільної електростанції | As, Co, Cr, Cs, Fe, Ni, Rb, Ta, Zr, Cd, Cu, Hg, Pb, Sn, Zn, Sb | Македонія | 37 |
| *Hypnum cupressiforme, Grimmia pulvinata* (Hedw.) Sm. | Біомоніторинг забруднення навколишнього середовища радіонуклідами навкруги теплової електростанції, яка працює на уранвмісному вугіллі | $^{210}$Po and $^{210}$Pb | Турція | 107 |
| *Hypnum cupressiforme Hedw., Leucodon sciuroides, Grimmia decipiens* (Schult.) Lindb., *Grimmia laevigata* (Brid.) Brid., *Homalothecium aureum* (Spruce) H.Rob., *Timmiella anomala* (Bruch & Schimp.) Limpr., *Tortula muralis* Hedw. | Біомоніторинг забруднення $^{137}$Cs лісових та скельних біогеоценозів | $^{137}$Cs | Греція | 88 |
| *Hypnum cupressiforme, Bryum argenteum* Hedw., *Ptychostomum capillare* (Hedw.) Holyoak & N.Pedertsen | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на лісові біогеоценози | Mn, Mo, Ni | Сербія | 108 |
| *Hypnum cupressiforme, Homalothecium lutescens* | Біомоніторинг забруднення важкими металами території навколо шахт із видобутку Pb-Zn | Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Pb, V, Zn, As, Co, Cd | Македонія | 9 |
| *Bryum radiculosum* Brid. | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на територію в індустріальному районі | Cd, Cr, Cu, Pb, V, Zn | Італія | 89 |
| *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw. | Біомоніторинг атмосферних випадань важких металів на оліготрофні болота | Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ti, V, Zn | Франція | 71 |
| *Sphagnum girgensohnii* Russow | Біомоніторинг радіоактивності повітря в урбоекосистемі крупного міста | $^{40}$K, $^{137}$Cs, $^{210}$Pb | Сербія | 80 |
| *Hylocomium splendens, Hypnum cupressiforme, Brachythecium midleanum* (Jur.) J.R.Spence, *Brachythecium rutabulum, Dicranum scoparium, Bryum argenteum, Syntrichia ruralis* (Hedw.) F.Weber & D.Mohr, *Plagiomnium cuspidatum* (Hedw.) T.J.Kop., *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp. | Багаторічний моніторинг (2000-2010 рр.) аеральних випадань радіонуклідів на лісові біогеоценози | $^{137}$Cs and $^{40}$K | Сербія | 33 |
| *Pseudoscleropodium purum* | Біомоніторинг забруднення важкими металами сільськогосподарських угідь | As, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn | Іспанія | 32 |
| *Scorpiurium circinatum* (Bruch) M.Fleisch. & Loeske | Біомоніторинг забруднення важкими металами урбоекосистем крупних міст | Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Ti, V, Zn | Італія | 15 |

Для лісових біогеоценозів хвойних і мішаних лісів зони Полісся – *Hylocomium splendens* та *Pleurozium schreberi*; для широколистяних лісів Лісостепу – *Hypnum cupressiforme*; для зони Степу – *Tortula muralis* та *Bryum argenteum*; для азональних скельних біогеоценозів – комплекс видів роду *Grimmia* Hedw.

**Заключення**. Багаторічні дослідження з біомоніторингу та бріогеохімічної індикації концентрації важких металів у навколишньому середовищі за допомогою мохів як тест-об'єктів продемонстрували високу ефективність і широко застосовуються у європейських країнах протягом близько 30 років. Виявлено фізіологічні механізми високої толерантності різних видів мохів до катіонів важких металів; джерела їх надходження до фітомаси мохів; баланс надходження та втрати за рахунок вилуговування важких металів з фітомаси. Крім того, детально розроблено спеціальні методики відбору зразків мохів на точках багаторічного біомоніторингу, підготовки зразків для аналізів та проведення аналізу вмісту важких металів та радіонуклідів у мохах, картування щільності аеральних випадань важких металів на локальному, регіональному, державному та континентальному рівнях. В Україні результати бріогеохімічних досліджень є досить фрагментарними і характеризують лише окремі регіони (Житомирську та Київську області, Донбас, Карпати та ін.), однак у країні в цілому відсутня регулярна сітка пунктів бріогеохімічних спостережень, також ці дослідження до останнього часу не були регулярними у часі. Зважаючи на екологічну ситуацію в Україні, наявність значної кількості джерел забруднення навколишнього середовища важкими металами та радіонуклідами, такі дослідження є актуальними та перспективними. У нашій державі вони потребують впровадження у практику оцінки екологічної безпеки окремих підприємств, міст, регіонів, а головне – держави в цілому.

**Література**


1. Краснов В.П., Орлов О.О., Курбет Т.В. Концептуальные положения радиационного мониторинга лесных экосистем. *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий*: тр. междунар. конф., г. Москва, 5–6 декабря 2005 г. Т. 3. Спб.: Гидрометеоиздат, 2006. С. 103–108.
2. Орлов А.А., Краснов В.П. Радиационный мониторинг лесных экосистем. *Вест. национ. ядерного центра Республики Казахстан.* Вып. 3. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. Семипалатинск, 2002. С. 45-54.
3. Собченко В.А. Влияние мохообразных на миграцию $^{137}$Cs в лесных биогеоценозах. Проблемы экологии Белорусского Полесья: *сб. науч. тр. биолог. ф-та Гомельского гос. ун-та им. Ф.Скорины*. Гомель: ГГУ, 2001. С. 264-273.
4. Собченко В.А., Храмченкова О.М. Зависимость сорбции $^{137}$Cs от площади поверхности мхов. *Проблемы экологии белорусского полесья*: сб. науч. тр. Вып. 2. Гомель: ГГУ, 2002. С. 181-187.
5. Тютюнник Ю.Г., Блюм О.Б., Шабатура А.В. Атмосферное загрязнение мышьяком и тяжелыми металлами Украинских Карпат и предгорных территорий. *География и природные ресурсы*. 2005. № 1. С. 138-146.
6. Тютюнник Ю.Г., Блюм О.Б. 20-летний тренд атмосферного загрязнения тяжелыми металлами северных областей Украины по данным биогеохимической индикации. *Тез докл. Всеросс. науч. конф. «Мониторинг состояния и загрязнения окружающей среды. Основные результаты и пути развития»* (г. Москва, 20-22 марта 2017 г.). – М.: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2017. – С. 618-619.
7. Шабатура А.В., Блюм О.Б., Тютюнник Ю.Г. Региональные атмогеохимические поля в центральной части северной Украины по данным бриогеохимической индикации. *Биосфера*. 2018. Т. 10, вып. 1. С. 23-35.
8. An elementary overview of elemental analysis. AAS, GFAAS, ICP or ICP-MS? Which technique should I use? <www.thermo.com./eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile_18407.pdf>.
9. Angelovska S., Stafilov T., Balabanova B., Sajn R., Baceva K. Applicability of atomic emission and atomic absorption spectrometry for variability assessment of trace and macroelements content in moss species from Pb-Zn mine environment. *Modern Chemistry & Applications.* 2014. Vol. 2, iss. 1. 1000123.
10. Aničić M., Frontasyeva M., Tomasevich M., Popovic A. Assessment of atmospheric deposition of heavy metals and other elements in Belgrade using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *Environ. Monitoring Assess*. 2007. Vol. 129(1-3). P. 207-219.
11. Aničić M., Frontasyeva M., Tomasevich M., Rajsik S., Strelkova L.P., Popovic A., Steinnes E. Active biomonitoring with wet and dry moss: a case study in an urban area. *Environ. Chem. Letters*. 2009. Vol. 7(1). P. 55-60.
12. Astel A., Astel K., & Biziuk M. PCA and multidimensional visualization techniques united to aid in the bioindication of elements from transplanted *Sphagnum palustre* moss exposed in the Gdańsk City area. *Environ. Science and Pollution Research*. 2008. Vol. 15(1). P. 41–50.
13. Baćeva K., Stafilov T., Šajn R., Tanaselia C. Air deposition of heavy metals in the vicinity of the As, Sb, Tl abounded mine and responsiveness of moss as a biomonitoring media in small scale investigations. *Environ. Science and Pollution Research*. 2013. DOI 10.1007/s 11356-013-1845-0.
14. Bargagli R., Brown D. H. & Nelli L. Metal biomonitoring with mosses: procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollution*. 1995. Vol. 89. P. 169–175.
15. Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B., Cobianchi R.C. Comparison of the heavy metal bioaccumulation capacity of an epiphytic moss and an epiphytic lichen. *Environ. Pollution*. 2008. Vol. 151(2). P. 401-407.
16. Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B., Cobianchi R.C., Pisani T., Loppi S. Heavy metal deposition in the Italian «triangle of death» determined with the moss *Scorpidium circinatum. Environ. Pollution*. 2009. Vol. 157. P. 2255-2260.
17. Basile A., Sorbo S., Pisani T., Paoli L., Munzi S., Loppi S. Bioacumulation and ultrastructural effects of Cd, Cu,

Pb and Zn in the moss *Scorpidium circinatum* (Brid.) Fleisch. & Loeske. *Environ. Pollution*. 2012. Vol. 166. P. 208-211.

18. Bates, J.W., Bakken, S., Nutrient retention, desiccation and redistribution in mosses. *Bryology in the Twenty-first Century*. Eds. J.W. Bates, N.W. Ashton, J.G. Duckett. Leeds: Maney Publishers and BBS, 1998. P. 293-304.

19. Berg T., Steinnes E. Use of mosses Hylocomium splendens and Pleurozium schreberi as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. *Environ. Pollution*. 1997. Vol. 98. P. 61-71.

20. Blagnyte R., Paliulis D. Research into heavy metals pollution of atmosphere applying moss as bioindicator: a literature review. *Environ. Research, Engineering and Management*. 2020. – № 4(54). P. 26-33.

21. Boquete M.T., Fernández J.A., Aboal J.R., Carballeira A. Are terrestrial mosses good biomonitors of atmospheric deposition of Mn? *Atmospheric Envir*on. 2011. Vol. 45. P. 2704–2710.

22. Bringmark L., Lundin L., Augustaitis A., Beudert B. et al. Trace Metal budgets for forested catchments in Europe – Pb, Cd, Hg, Cu and Zn. *Water, Air, Soil Pollut.* 2013. Vol. 224. P. 1502.

23. Bykowszczenko N., Baranowska-Bosiacka I., Bosiacka B., Kaczmarek A., Chlubek D. *Polish J. Environ. Studies.* 2006. Vol. 15(1). P. 41-46.

24. Ceburnis D., Rühling Å., Kvietkus K. Extended study of atmospheric heavy metal deposition in Lithuania based on moss analysis. *Environ. Monitoring and Assess*. 1997. Vol. 47. P. 135–152.

25. Ceburnis D., Sakalys J., Armolaitis K., Valiulis D., Kvietkus K. In-stack emissions of heavy metals estimated by moss biomonitoring method and snow-pack analysis. *Atmospheric Environ*. 2002. Vol. 36. P. 1465-1474.

26. Ceburnis D., Valiulis D. Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Sci. of the Total Environ*. 1999. Vol. 226. P. 247-253.

27. Cenci R.M., Sena F., Bergonzoni M., Simonazzi N., Meglioli E., Canovi L. et al. Use of mosses and soils for the monitoring of trace elements in three landfills, used as urban waste disposal sites. *9-th Intern. Waste Management and Landfill Symp.* Sardinia, 2003. P. 12-22.

28. Chakrabortty S., Paratkar G.T. Biomonitoring of trace element air pollution using mosses. *Aerosol and Air Quality Research*. 2006. № 6. P. 247-258.

29. Choudhuri S., Panda S.K. Toxic effects, oxidative stress and ultrastructural changes in moss Taxithelium nepalense (Schwaegr.) Broth. under chromium and lead phytotoxicity. *Water, Air and Soil Pollution*. 2005. Vol. 167. P. 73-90.

30. Coşkun M., Frontasyeva M. V., Steiness E., Cotuk A. Y., Pavlov S. S., Coskun M., et al. Atmospheric deposition of heavy metals in Trace studies by analysis of moss (Hypnum cupressiforme). *Bull. of Environ. Contamination and Toxicology*. 2005. Vol. 74. P. 201–209.

31. Coşkun, M., Yurukova, L., Çayir, A., Coşkun, M., & Gecheva, G. Cross-border response of mosses to heavy metal atmospheric deposition in Southeastern Bulgaria and European Turkey. *Environ. Monitoring and Assess*. 2009. Vol. 157. P. 529–537.

32. Couto J. A., Fernández J. A., Aboal J. R., & Carballeira A. Active biomonitoring of element with terrestrial mosses: a comparison of bulk and dry deposition. *Sci. of the Total Environ*. 2005. Vol. 324. P. 211 –222.

33. Čučulovic A., Sabovljević C.R., Veselinović D. Activity concentrations of $^{137}$Cs and $^{40}$K in mosses from spas in eastern Serbia. *Arch. Biol. Sci., Belgrade*. 2012. Vol. 64(3). P. 917-925.

34. Culicov O. A., Frontasyeva M. V., Steinnes E., Okina O. S., Santa Z., Todoran R. Atmospheric deposition of heavy metals around the lead and copper–zinc smelters in Baia Mare, Romania, studied by the moss biomonitoring technique, neutron activation analysis and flame atomic absorption spectrometry. *J. of Radioanalyt. and Nucl. Chem.* – 2002. Vol. 254(1). P. 109–115.

35. Delfanti R., Papuccia U. C, Benco C. Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *Sci. of the Total Environ*. 1999. Vol. 227. P. 49-56.

36. Dilks T. J. K., Proctor M. C. F. Photosynthesis, respiration and water content in bryophytes. *New Phytolo*gist. 1979. Vol. 82. P. 97-114.

37. Dimovska B., Šajn R., Stafilov T., Bačeva K., Tănăselia C. Determination of atmospheric pollution around the thermoelectric power plant using a moss biomonitoring. *Air Qual. Atmos. Health*. 2014. Vol. 7. P. 541–557.

38. Dragovich S., Mihailovich N. Analysis of mosses and topsoils for detecting sources of heavy metal pollution: multivariante and enrichment factor analysis. *Environ. Monitoring and Assess*. 2009. Vol. 157. P. 383-390.

39. Ermakova E.V., Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Povtireiko E. A., Steinnes E., Cheremisina Ye. N. Air pollution studies in central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *J. of Atmosph. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 549–561.

40. Fernandez C.C., Shevock R., Glaser N.A., Thompson J.N. Cryptic species within the cosmopolitan dessication-tolerant moss Grimmia laevigata. *PNAS*. 2006. Vol. 103. P. 637-642.

41. Fernández J. A., Puche F., Gimeno C., Carballeira A. Primeros datos sobre el biocontrol de la deposición atmosférica de metais pesados en las provincias de Valencia, Castellón y Teruel mediante musgos terrestres. *Ecología*. 1999. Vol. 13. P. 83-91.

42. Figueira R., Sérgioa C., Sousa A.J. Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal. *Environ. Pollution*. 2002. Vol. 118. P. 153–163.

43. Florek M., Mankovska B., Oszlanyi Y., Frontasyeva M.V., Ermakova E. , Pavlov S. S. The Slovak heavy metals survey by means the Bryophyte technique. *Ekológia* (Bratislava). 2007. Vol. 26, № 1. P. 99–114.

44. Frontasyeva M.V., Nazarov V.M., Grass F. and Steinnes E.: Intercomparison of moss reference material by different multi-element techniques. *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.* – 1995. Vol. 192(2). P. 371-379.

45. Gjengedal E., Steinnes E. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environ. Monitoring and Assess*. 1990. Vol. 14. P. 77-87.

46. Gonzalez A.G., Pokrovsky O.S. Metal adsorption on mosses: toward a universal adsorption model. *J. Colloid and Interface Science*. 2014. Vol. 415. P. 169-178.

47. Grodzinska K. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. *Water, Air and Soil Pollution*. 1978. Vol. 9. P. 83-97.

48. Grünfeld K. Integrating spatio-temporal information in environmental monitoring data—a visualization approach applied to moss data. *Sci. of the Total Environ*. 2005. Vol. 347(1). P. 120-124.

49. Guilitte O., Brobant B., Garsia M.S. Use of mosses and lichens for the evaluation of radioactive fallout, deposits and flows under forest cover. *Mem. Soc. Royal Bot. Belg*. – 1990. Vol. 12. P. 89-99.

50. Guillitte O., Kirchmann R., Van Gelder E. and Hurtgen C. Radionuclides fallout on lichens and mosses and their leaching by rain in a forest ecosystem. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. London-New York: Elsevier Applied Science, 1990. P. 110-117.

51. Harmens H., Mills G., Hayes F., Jones L., Norris D., Cooper D. ICP vegetation annual report 2008/2009. 2010. 144 p.

52. Harmens H., Norris D., Nemitz E. and participans of the European Moss Survey-2009. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in the UK and Europe. CAPER-2009 – 34th Annual Meeting, Manchester, UK, 6-8 April 2009. nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf>.

53. Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., et al. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environ. Pollution*. 2010. Vol. 158. P. 3144–3156.

54. Harmens H., Norris D.A., Sharps K., Mills G., Alber R., Aleksiayenak Y., Blum O. et al. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environ. Pollution*. 2015. Vol. 200. P. 93-104.

55. Hodgetts N.G., Söderström L., Blockeel T.L. et al. An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. *Journal of Bryology*. 2020. Vol. 41(2). P. 1-116.

56. Holy M., Pesch R., Schröder W., Harmens H. et al. First thorough identification of factors associated with Cd, Hg and Pb concentrations in mosses sampled in the European Surveys 1990, 1995, 2000 and 2005. *J. Atmos. Chem*. 2009. Vol. 63. P. 109–124.

57. Klos A., Czora M., Rajfur M., Waclawek M. Mechanisms for translocation of heavy metals from soil to epigeal mosses. *Water, Air and Soil Pollut*. 2012. Vol. 223. P. 1829-1836.

58. Klos A., Rajfur M., Waclawek M. Application of enrichment factor (EF) to the interpretation of results from the biomonitoring studies. *Ecol. Chem. and Engineerings*. 2011. Vol. 18(2). P. 171-183.

59. Klos A., Rajfur M., Wacławek M., Wacławek W., Frontasyeva M.V. and Pankratova J.S.: The influence of unidentified pollution sources on the irregularity of biomonitoring tests results. *Water, Air and Soil Pollut*. 2008. Vol. 191. P. 345-352.

60. Korzekwa S., Pankratova Y.S., Frontasyeva M.V. Air pollution studiesin Opole region, Poland, using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *Proc. of ECOpole*. 2007. Vol. 1, № 1-2. P. 43-51.

61. Kosior G., Dołhańczuk-Śródka A., Ziembik Z., Brudzińska-Kosior A. Comparison of active and passive biomonitoring methods using moss Pleurozium schreberi (Brid.) Mitt. as a bioindicator of radionuclides pollution of a heavilyindustrialized area in Upper Silesia (Poland). V Intern. Conf. on Environ. Protection «Terrestrial Radioisotopes in Environment», Veszprém, Hungary, 2016. Eds. T. Kovács, E. Tóth-Bodrogi, G. Bátor. Veszprém: Soc. Organization for Radioecol. Cleanliness, 2016. P. 105.

62. Koz B., Cevik U. Lead adsorption capacity of some moss species used for heavy metal analysis. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 36. P. 491-494.

63. Krzeslowska M., Rabeda I., Lewandowski M., Samardakiewicz S., Basinska A., Mellerowicz E.J., Woznyl A. Pb induces plant cell wall modifications – in particular – the increase of pectins able to bind metal ions level. E3S Web of Conference. 2013. Vol. 1. 26008.

64. Lazo P., Vasjari M., Frontasyeva M. et al. The study of atmospheric deposition of heavy metals in Tirana and Vlora cities, Albania, by active biomonitoring technique. *Fresenius Environ. Bull*. 2012. Vol. 21, № 8. P. 2170.

65. Liiv S., Kaasik M. Trace metals in mosses in the Estonian oil shale processing region. *J. of Atmosph. Chem*. 2004. Vol. 49. P. 563–578.

66. Little P., Martin M.H. Biological monitoring of heavy metal pollution. *Environ. Pollut*. – 1974. Vol. 6. P. 1-19.

67. Lucaciu A., Timofte L., Culicov O., Frontasyeva M.V., Oprea C., Cucuman S., Mocanu R., Steinnes E. Atmospheric deposition of trace elements in Romania studied by the moss biomonitoring technique. *J. of Atmosph. Chem*. 2004. Vol.49. P. 533–548.

68. Maevskaya S.M., Kardash A.R., Demkiv O.T. Absorption of cadmium and lead ions by gametophyte of the moss Plagiomnium undulatum. Russ. *J. of Plant Physiol*. 2001. Vol. 48. P. 820-824.

69. Marinova S.,Yurukova L.,. Frontasyeva M.V., Steinnes E., Strelkova L.P., Marinov A., Karadzhinova A.G. Air pollution studies in Bulgaria using the moss biomonitoring technique. *Ecol. Chem. and Engineerings*. 2010. Vol. 17, № 1. P. 37-52.

70. Markert B., Weckert V. Fluctuations of element concentrations during the growing season of Polytrichum formosum. *Water, Air and Soil Pollution*. 1989. Vol. 43. P. 177– 189.

71. Meyer C., Diaz-de-Quijano M., Monna F. et al. Characterisation and distribution of deposited trace elements transported over long and intermediate distances in north-eastern France using Sphagnum peatlands as a sentinel ecosystem. *Atmosph. Environ*. 2015. Vol. 101. P. 286-293.

72. Monitoring of atmosphere deposition of heavy metals, nitrogen and pops in Europe using bryophytes [monitoring manual 2010 survey]. icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANUAL.2010POPsadaptedfinal_220510_.pdf>.

73. Motyka O., Macečkova B., Seidlerová J., Krejči B. Novel technique of active biomonitoring introduced in the Czech Republic: bioaccumulation of atmospheric trace metals in two moss species. *GeoScience Engineering*. 2011. Vol. LVII, № 3. P. 30-36.

74. Nickel S., Hertel A., Pesch R., Schröder W., Steinnes E., Uggerud H.T. Correlating concentrations of heavy metals in atmospheric deposition with respective accumulation in moss and natural surface soil for ecological land classes in Norway between 1990 and 2010. *Environ. Sci. Pollut. Res*. 2014. DOI 10.1007/s11356-014-4018-x.

75. Nickel S, Schröder W, Wosniok W. et al. Modelling and mapping heavy metal and nitrogen concentrations in moss in 2010 throughout Europe by applying Random Forests models. *Atmosph. Environ*. 2017. Vol. 156. P. 146-159.

76. Nieme M., Piispanen J., Poikolainen J., Perämäki P. Preliminary study of the use of terrestrial moss (Pleurozium schreberi) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 2007. Vol. 52. P. 347–354.

77. Økland T., Halvorsen R., Økland A., Steinnes E. Element concentrations in the boreal forest moss Hylocomium splendens: variation related to gradients in vegetation and local environmental factors. *Plant and Soil*. 1999. Vol. 209. P. 71–83.

78. Poikolainen J. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollution – specifically for heavy metals in regional surveys. Oulu: Oulun Yliopisto, 2004. 64 p.

79. Poikolainen J., Kubin E., Piispanen J., Karhu J. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *Sci. of the Total Environ*. 2004. Vol. 318. P. 171–185.

80. Popović D., Todorović D., Ajtic J., Nikolić J. Active biomonitoring of air radioactivity in urban areas. Nucl. *Technology and Radiation Protection*. 2002. №2. P. 100-103.

81. Popović D., Todorović D., Frontasyeva M., Ajtic J., Tasic M. and Rajsie S. Radionuclides and heavy metals in Borovać, Southern Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res*. – 2008. Vol. 15. P. 509-520.

82. Proctol M. C. F., & Tuba Z. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities? *New Phytologist*. 2002. Vol. 156(3). P. 327–349.

83. Radziemska M., Mazur Z., Bes A., Majewski G., Guziatin Z. M., Brtnicky M. Using mosses as bioindicators of potentially toxic element contamination in ecologically valuable areas located in the vicinity of a road: a case study. *Environ. Research and Public Health*. 2019. Vol. 16. P. 3963-3975.

84. Rahman U., Awan M. A., Hassan S. T., & Khattak M. M. Mosses as indicators of atmospheric pollution of trace metals (Cd, Cu, Mn, Pb and Zn) in the vicinity of coal-fired brick kilns in north-eastern suburbs of Islamabad, Pakistan. *J. of Radioanalyt. and Nuclear Chem*. 2000. Vol. 246(2). P. 331–336.

85. Rosman K.J., Ly Ch., Steinnes E. Spatial and temporal variation in isotopic composition of atmospheric lead in Norvegian moss. *Environ. Sci. and Technology*. 1998. Vol. 32. P. 2542-2546.

86. Šakalys J., Kvietkus K., Sucharová J., Suchara I., Valiulis D. Changes in total concentrations and assessed background concentrations of heavy metals in moss in Lithuania and the Czech Republic between 1995 and 2005. *Chemosphere*. 2009. Vol. 76. P. 91–97.

87. Sassmann S., Wernitznig S., Lichtscheidl I.K., Lang I. Comparing copper resistance in two bryophytes: Mielichhoferia elongata Hornst. Versus Physcometria patens Hedw. *Protoplasma*. 2010. Vol. 246. P. 119-123.

88. Sawidis T., Tsikritzis L., Tsigaridas K. Cesium-137 monitoring using mosses from W. Macedonia, N. Greece. *J. of Environ. Management*. 2009. Vol. 90. P. 2620–2627.

89. Schintu M., Cogoni A., Durante L., Cantaluppi C., Contu A.. Moss (Bryum radiculosum) as a bioindicator of trace metal deposition around an industrialised area in Sardinia (Italy). *Chemosphere*. 2005. Vol. 60. P. 610–618.

90. Schofield, W. B. Ecological significance of morphological characters in the moss gametophyte. *Bryologist*. 1981. Vol. 84(2). P. 149–165.

91. Schröder W., Holy M., Pesch R., Harmens H. et al. Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? *J. Soils Sediments*. 2010. Vol. 10. P. 1572–1584.

92. Schröder W., Nickel S., Schönrock S. et al. Bioindication and modelling of atmospheric deposition in forests enable exposure and effect monitoring at high spatial density across scales. *Annals of Forest Science*. 2017. Vol. 74. P. 31.

93. Shakya K., Chetti M.K., Sawidis T. Impact of heavy metals (copper, zink, and lead) on the chlorophyll content of some mosses. *Arch. Environ. Contam. Toxicology*. 2008. Vol. 54. P. 412-421.

94. Shaw A. J., Goffinet B. Bryophyte biology. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 348 p.

95. Smirnov L.I., Frontasyeva M. V., Steinnes E., Lyapunov S. M., Cherchintsev V. D., Romanov S. A. et al. Multidimensional statistical analysis of the concentration of heavy metals and radionuclides in moss and soil in Southern Urals. *Atomic Energy*. 2004. Vol. 97(1). P. 510–515.

96. Špirić Z., Ivana Vučković I., Stafilov T., Kušan V., Frontasyeva M. Air pollution study in Croatia using moss biomonitoring and ICP–AES and AAS analytical techniques. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 2013. Vol. 65. P. 33–46.

97. Stankovic J.D., Sabovljevic A.D., Sabovljevic M.S. Bryophytes and heavy metals: a review. *Acta Bot. Croat*. 2018. Vol. 77(2). P. 109-118.

98. State G., Popescu I. V., Radulescu C.,·Macris C.,·Stihi C., Gheboianu A., Dulama I., Nițescu O. Comparative studies of metal air pollution by atomic spectrometry techniques and biomonitoring with moss and lichens. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 2012. Vol. 89. P. 580–586.

99. State of the terrestrial environment in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area on the basis of bioindicators. *Final technical report of the Pasvik Environment Monitoring Programme*. Eds. Rautio P., Poikolainen J. Kopijyvä Oy, Kuopio, 2014. 17 p.

100. Suchara, I., Maňkovská, B., Sucharová, J., Florek, M., Godzik, B., Rabnecz, G., et al. Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: fifty three elements. Project 11007-2006-IVF. Zvolen: KLEMO spol. s r.o., 2007. 213 p.

101. Sucharová J., Suchara I., Holá M., Reimann C. Contemporary lead concentration and stable lead isotope ratio distribution in forest moss across the Czech Republic. *Applied Geochem*. 2014. Vol. 40. P. 51–60.

102. Sun S. Q., He M., Cao T., Zhang Y.C., Han W. Response mechanisms of antioxidants in bryophyte Hypnum plumaeforme under the stress of single or combined Pb and/or Ni. *Environ. Monitoring and Assess*. 2009. Vol. 149. P. 291-302.

103. Szarek-Łukaszewska G., Grodzinska K., Braniewski S. Heavy metal concentration in the moss Pleurozium schreberi in the Niepolomice forest, Poland: changes during 20 years. *Environ. Monitoring and Assess*. 2002. Vol. 79. P. 231–237.

104. Tamm C.O. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). *Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut*. 1953. Vol. 43. P. 1-140.

105. Tipping E., Vincent C.D., Lawror A.J., Lofts S. Metal accumulation by stream bryophytes, related to chemical speciation. *Environ. Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 936-943.

106. Tyler G. AA or ICP – Which do you choose? 1991. http://www.varianinc.com/media/sci/apps/icpes003.pdf.

107. Ugur B., Ozden M.M., Yener G.. Biomonitoring of $^{210}$Po and $^{210}$Pb using lichens and mosses around a uraniferous coal-fired power plant in western Turkey. *Atmosph. Environ*. 2003. Vol. 37. P. 2237–2245.

108. Vukojević V., Sabovlević M., Sabovlević A., Mihailović N., Drazić G., and Vućinić Ž. Determination of heavy metal deposition in the country Obrenovac (Serbia) using mosses as bioindicators. IV. Manganese (Mn), molybdenum (Mo), and nickel (Ni). *Arch. Biol. Sci.*, Belgrade. 2009. Vol. 61(4). P. 835-845.

109. Wang Q., Wu N., Luo P., Yi Sh., Bao W., Shi F. Growth rate of mosses and their environmental determinants in subalpine coniferous forests and clear-cuts at the eastern edge of the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Front. For. China*. 2008. Vol. 3(2). P. 171-176.

110. Wells J.M., Brown D.H., Beckett R.P. Kinetic analysis of Cd uptake in Cd-tolerant and intolerant populations of the moss Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst. and the lichen Peltigera membranaceae (Ach.) Nyl. *New Phytologist*. 1995. Vol. 129. P. 477-486.

111. Wolterbeek H. Th., Kuik R., Verburg T. G.. Moss interspecies comparison in trace element concentration. *Environ. Monitoring and Assess*. 1995. Vol. 35. P. 263-286.

112. Yurukova, L., Tsakiri, E., & Cayir, A. Cross-border response of moss, Hypnum cupressiforme Hedw., to atmospheric deposition in southern Bulgaria and northeastern Greece. *Bull. of Environ. Contamin. and Toxicol*. 2009. Vol. 83. P. 174–179.

113. Zechmeister H.G., Dirnbock T., Hüber K., Mirtl M. Assessing airborne pollution effects on bryophytes-lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. *Environ. Pollution*. 2007. Vol. 147. P. 696. – 705.

114. Zechmeister H.G., Grodzinska K., Szarek-Lukaszewska G. Chapter 10. Bryophytes. Bioindicators and Biomonitors (Principles, concepts and applications) (Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Oxford: Elsevier Applied Science. 2003. P. 329-375.

115. Zvereva E.L., Kozlov M.V. Impact of industrial polluters on bryophytes: meta-analysis of observational studies. *Water, Air and Soil Pollution*. 2011. Vol. 218. P. 573-586.

**References**

1. Krasnov, V.P., Orlov, O.O., Kurbet, T.V. (2006), *Radioactivity after nuclear explosions and accidents: proc. of Intern. conf. (Moscow, 2005, December 5-6).* Vol. 3. Spb.: Hydrometeoizdat. P. 103–108.

2. Orlov, A.A., Krasnov, V.P. (2002), *Herald of National Nucl. Center of Republic of Kazahstan* 3. Radioecology. Environmental protection. Semipalatinsk. P. 45-54.

3. Sobchenko, V.A. (2001), Collection of sci. work of Biol. Dep. of Gomel State Univ. Gomel: GSU. P. 264-273.

4. Sobchenko, V.A., Khramchenkova O.M. (2002), *Problems of ecology of Belorussian Polessye: collection od sci. work*, 2. Gomel: GSU. P. 181-187.

5. Tiutiunnik, Yu.G., Blum, O.B., Shabatura, A.V. (2005), *Geography and Natural Resources*. 1: 138-146.

6. Tiutiunnik, Yu.G., Blum, O.B. (2017), *Proc. of Russ. sci. conf. «Monitoring of state and environmental pollution. The main results and ways of development»* (Moscow, March, 20-22, 2017 г.). – M.: FGBU. P. 618-619.

7. Shabatura, A.V., Blum, O.B., Tiutiunnik, Yu.G. (2018), *Biosphere*, 10(1): 23-35.

8. An elementary overview of elemental analysis. AAS, GFAAS, ICP or ICP-MS? Which technique should I use? <www.thermo.com./eThermo/CMA/PDFs/.../articlesFile_18407.pdf>.

9. Angelovska, S., Stafilov, T., Balabanova, B., Sajn, R., Baceva, K. (2014), *Modern Chemistry & Applications*, 2, iss. 1. 1000123.

10. Anicic, M., Frontasyeva, M., Tomasevich, M., Popovic, A. (2007), *Environ. Monitoring and Assess.*, 129(1-3): 207-219.

11. Anicic, M., Frontasyeva, M., Tomasevich, M., Rajsik, S., Strelkova, L.P., Popovic, A., Steinnes, E. (2009), *Environ. Chem. Letters*, 7(1): 55-60.

12. Astel, A., Astel, K., & Biziuk, M. (2008), *Environ. Sci. and Pollution Research*, 15(1): 41–50.

13. Baćeva, K., Stafilov, T., Šajn, R., Tanaselia, C. (2013), *Environ. Sci. and Pollution Research*. DOI 10.1007/s 11356-013-1845-0.

14. Bargagli, R., Brown, D. H. & Nelli, L. (1995), *Environ. Pollution*, 89: 169–175.

15. Basile, A., Sorbo, S., Aprile, G., Conte, B., Cobianchi, R.C. (2008), *Environ. Pollution*, 151(2): 401-407.

16. Basile, A., Sorbo, S., Aprile, G., Conte, B., Cobianchi, R.C., Pisani, T., Loppi, S. (2009), *Environ. Pollution*, 157: 2255-2260.

17. Basile, A., Sorbo, S., Pisani, T., Paoli, L., Munzi, S., Loppi, S. (2012), *Environ. Pollution*, 166: 208-211.

18. Bates, J.W., Bakken, S. (1998), Nutrient retention, desiccation and redistribution in mosses. Bryology in the Twenty-first Century / Eds. J.W. Bates, N.W. Ashton, J.G. Duckett. Leeds: Maney Publishers and BBS: 293-304.

19. Berg, T., Steinnes, E. (1997), *Environ. Pollution*, 98: 61-71.

20. Blagnyte, R., Paliulis, D. (2020), *Environ. Research, Engineering and Management*, 4(54): 26-33.

21. Boquete, M.T., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. (2011), *Atmospheric Environ*., 45: 2704–2710.

22. Bringmark, L., Lundin, L., Augustaitis, A., Beudert, B. et al. (2013), *Water, Air and Soil Pollut*., 224: 1502.

23. Bykowszczenko, N., Baranowska-Bosiacka, I., Bosiacka, B., Kaczmarek, A., Chlubek, D. (2006), *Polish J. Environ. Studies*., 15(1): 41-46.

24. Ceburnis, D., Rühling, Å., Kvietkus, K. (1997), *Environ. Monitoring and Assess*., 47: 135–152.

25. Ceburnis, D., Sakalys, J., Armolaitis, K., Valiulis, D., Kvietkus, K. (2002), *Atmospheric Environ*., 36: 1465-1474.

26. Ceburnis, D., Valiulis, D. (1999), *Sci. of the Total Environ*., 226: 247-253.

27. Cenci, R.M., Sena, F., Bergonzoni, M., Simonazzi, N., Meglioli, E., Canovi, L. et al. (2003), *9-th Intern. Waste Management and Landfill Symp*. Sardinia: 12-22.

28. Chakrabortty, S., Paratkar, G.T. (2006), *Aerosol and Air Quality Research*, 6: 247-258.

29. Choudhuri, S., Panda, S.K. (2005), *Water, Air and Soil Pollution*, 167: 73-90.

30. Coşkun, M., Frontasyeva, M. V., Steiness, E., Cotuk, A. Y., Pavlov, S. S., Coskun, M. et al. (2005), *Bull. of Environ. Contamination and Toxicology*, 74: 201–209.

31. Coşkun, M., Yurukova, L., Çayir, A., Coşkun, M., & Gecheva, G. (2009), *Environ. Monitoring and Assess.*, 157: 529–537.

32. Couto, J. A., Fernández, J. A., Aboal, J. R., Carballeira, A. (2005), *Sci. of the Total Environ.*, 324: 211 –222.

33. Čučulovic, A., Sabovljević, C.R., Veselinović, D. (2012), *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 64(3): 917-925.

34. Culicov, O. A., Frontasyeva, M. V., Steinnes, E., Okina, O. S., Santa, Z., Todoran, R. (2002), *J. of Radioanalyt. and Nucl. Chem.*, 254(1): 109–115.

35. Delfanti, R., Papuccia, U. C, Benco, C. (1999), *Sci. of the Total Environ*., 227: 49-56.

36. Dilks, T. J. K., Proctor, M. C. F. (1979), *New Phytologist*, 82: 97-114.

37. Dimovska, B., Šajn, R., Stafilov, T., Bačeva, K., Tănăselia, C. (2014), *Air Qual. Atmos. Health*, 7: 541–557.

38. Dragovich, S., Mihailovich, N. (2009), *Environ. Monitoring and Assess*., 157: 383-390.

39. Ermakova, E.V., Frontasyeva, M. V., Pavlov, S. S., Povtireiko, E. A., Steinnes, E., Cheremisina, Ye. N. (2004), *J. of Atmosph. Chem.*, 49: 549–561.

40. Fernandez, C.C., Shevock, R., Glaser, N.A., Thompson, J.N. (2006), *PNAS*, 103: 637-642.

41. Fernández, J. A., Puche, F., Gimeno, C., Carballeira, A. (1999), *Ecología*, 13: 83-91.

42. Figueira, R., Sérgioa, C., Sousa, A.J. (2002), *Environ. Pollution*, 118: 153–163.

43. Florek, M., Mankovska, B., Oszlanyi, Y., Frontasyeva, M.V., Ermakova, E., Pavlov, S. S. (2007), *Ekológia* (Bratislava), 26, № 1: 99–114.

44. Frontasyeva, M.V., Nazarov, V.M., Grass, F., Steinnes, E. (1995), *J. Radioanalyt. Nucl. Chem.*, 192(2): 371-379.

45. Gjengedal, E., Steinnes, E. (1990), *Environ. Monitoring and Assess*., 14: 77-87.

46. Gonzalez, A.G., Pokrovsky, O.S. (2014), *J. Colloid and Interface Science*, 415: 169-178.

47. Grodzinska, K. (1978), *Water, Air and Soil Pollution*, 9: 83-97.

48. Grünfeld, K. (2005), *Sci. of the Total Environ.*, 347(1): 120-124.

49. Guilitte, O., Brobant, B., Garsia, M.S. (1990), *Mem. Soc. Royal Bot. Belg*., 12: 89-99.

50. Guillitte, O., Kirchmann, R., Van Gelder, E., Hurtgen, C. (1990), Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. London-New York: Elsevier Applied Science: 110-117.

51. Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Jones, L., Norris, D., Cooper, D. (2010), *ICP vegetation annual report 2008/2009*. 144 p.

52. Harmens, H., Norris, D., Nemitz, E. and participans of the European Moss Survey-2009 (2009), Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in the UK and Europe. *CAPER-2009 – 34th Annual Meeting*, Manchester, UK, 6-8 April 2009. nora.necr.ac.uk/8674/2/HarmensN008674CP.pdf.

53. Harmens, H., Norris, D. A., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., et al. (2010), *Environ. Pollution*, 158: 3144–3156.

54. Harmens, H., Norris, D.A., Sharps, K., Mills, G., Alber, R., Aleksiayenak, Y., Blum, O. et al. (2015), *Environ. Pollution.*, 200: 93-104.

55. Hodgetts, N.G., Söderström, L., Blockeel, T.L. et al. (2020), *Journal of Bryology*, 41(2): 1-116.

56. Holy, M., Pesch, R., Schröder, W., Harmens, H. et al. (2009), *J. Atmos. Chem*., 63: 109–124.

57. Kłos, A., Czora, M., Rajfur, M., Waclawek, M. (2012), *Water, Air and Soil Pollut*., 223: 1829-1836.

58. Kłos, A., Rajfur, M., Waclawek, M. (2011), *Ecol. Chem. and Engineerings*, 18(2): 171-183.

59. Kłos, A., Rajfur, M., Wacławek, M., Wacławek, W., Frontasyeva, M.V., Pankratova, Y.S. (2008), *Water, Air and Soil Pollut*., 191: 345-352.

60. Korzekwa, S., Pankratova, Y.S., Frontasyeva, M.V. (2007), *Proc. of ECOpole*, 1, № 1-2: 43-51.

61. Kosior, G., Dołhańczuk-Śródka, A., Ziembik, Z., Brudzińska-Kosior, A. (2016), *V Intern. Conf. on Environ. Protection* «Terrestrial Radioisotopes in Environment», Veszprém, Hungary, 2016. Eds. T. Kovács, E. Tóth-Bodrogi, G. Bátor. Veszprém: Soc. Organization for Radioecol. Cleanliness, 2016. P. 105.

62. Koz, B., Cevik, U. (2014), *Ecological Indicators*, 36: 491-494.

63. Krzeslowska, M., Rabeda, I., Lewandowski, M., Samardakiewicz, S., Basinska, A., Mellerowicz, E.J., Woznyl, A. (2013), E3S Web of Conference, 1. 26008.

64. Lazo, P., Vasjari, M., Frontasyeva, M. et al. (2012), *Fresenius Environ. Bull*., 21: 2170.

65. Liiv, S., Kaasik, M. (2004), *J. of Atmosph. Chem.*, 49: 563–578.

66. Little, P., Martin, M.H. (1974), *Environ. Pollut*., 6: 1-19.

67. Lucaciu, A., Timofte, L., Culicov, O., Frontasyeva, M.V., Oprea, C., Cucuman, S., Mocanu, R., Steinnes, E. (2004), J. *of Atmosph. Chem.*, 49: 533–548.

68. Maevskaya, S.M., Kardash, A.R., Demkiv, O.T. (2001), *Russ. J. of Plant Physiol*., 48: 820-824.

69. Marinova, S., Yurukova, L., Frontasyeva, M.V., Steinnes, E., Strelkova ,L.P., Marinov, A., Karadzhinova, A.G. (2010), *Ecol. Chem. and Engineerings*, 17, № 1: 37-52.

70. Markert, B., Weckert, V. (1989), *Water, Air and Soil Pollution*, 43: 177– 189.

71. Meyer, C., Diaz-de-Quijano, M., Monna, F. et al. (2015), Atmosph. Environ., 101: 286-293.

72. Monitoring of atmosphere deposition of heavy metals, nitrogen and pops in Europe using bryophytes [monitoring manual 2010 survey]. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/documents/UNECEHEAVYMETALSMOSSMANU-AL.2010POPsadaptedfinal_220510_.pdf>.

73. Motyka, O., Macečkova, B., Seidlerová, J., Krejči, B. (2011), *GeoScience Engineering*, LVII, № 3: 30-36.

74. Nickel, S., Hertel, A., Pesch, R., Schröder, W., Steinnes, E., Uggerud, H.T. (2014), *Environ. Sci. Pollut. Res*., DOI 10.1007/s11356-014-4018-x.

75. Nickel, S, Schröder, W, Wosniok, W. et al. (2017), *Atmosph. Environ.*, 156: 146-159.

76. Nieme, M., Piispanen, J., Poikolainen, J., Perämäki, P. (2007), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 52: 347–354.

77. Økland, T., Halvorsen, R., Økland, A., Steinnes, E. (1999), Plant and Soil, 209: 71–83.

78. Poikolainen, J. (2004), Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollution – specifically for heavy metals in regional surveys. Oulu: Oulun Yliopisto, 64 p.

79. Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J., Karhu, J. (2004), *Sci. of the Total Environ*., 318: 171–185.

80. Popović, D., Todorović, D., Ajtic, J., Nikolić, J. (2002), *Nucl. Technology and Radiation Protection*, 2: 100-103.

81. Popović, D., Todorović, D., Frontasyeva, M., Ajtic, J., Tasic, M., Rajsie, S. (2008), *Environ. Sci. Pollut. Res*., 15: 509-520.

82. Proctol, M. C. F., Tuba, Z. (2002), *New Phytologist*, 156(3): 327–349.

83. Radziemska, M., Mazur, Z., Bes, A., Majewski, G., Guziatin, Z. M., Brtnicky, M. (2019), *Environ. Research and Public Health*, 16: 3963-3975.

84. Rahman, U., Awan, M. A., Hassan, S. T., Khattak, M. M. (2000), *J. of Radioanalyt. and Nuclear Chem.*, 246(2): 331–336.

85. Rosman, K.J., Ly, Ch., Steinnes, E. (1998), *Environ. Sci. and Technology*, 32: 2542-2546.

86. Sakalys, J., Kvietkus, K., Sucharová, J., Suchara, I., Valiulis, D. (2009), *Chemosphere*, 76: 91–97.

87. Sassmann, S., Wernitznig, S., Lichtscheidl, I.K., Lang, I. (2010), *Protoplasma*, 246: 119-123.

88. Sawidis, T., Tsikritzis, L., Tsigaridas, K. (2009), *J. of Environ. Management*, 90: 2620–2627.

89. Schintu, M., Cogoni, A., Durante, L., Cantaluppi, C., Contu, A. (2005), *Chemosphere*, 60: 610–618.

90. Schofield, W. B. (1981), *Bryologist*, 84(2): 149–165.

91. Schröder, W., Holy, M., Pesch, R., Harmens, H. et al. (2010), *J. Soils Sediments*, 10: 1572–1584.

92. Schröder W., Nickel S., Schönrock S. et al. (2017), *Annals of Forest Science*, 74: 31.

93. Shakya, K., Chetti, M.K., Sawidis, T. (2008), *Arch. Environ. Contam. Toxicology*, 54: 412-421.

94. Shaw, A. J., Goffinet, B. (2000), Bryophyte biology. Cambridge: Cambridge University Press. 348 p.

95. Smirnov, L.I., Frontasyeva, M. V., Steinnes, E., Lyapunov, S. M., Cherchintsev, V. D., Romanov, S. A. et al. (2004), *Atomic Energy*, 97(1): 510–515.

96. Špirić, Z., Vučković, I., Stafilov, T., Kušan, V., Frontasyeva, M. (2013), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 65: 33–46.

97. Stankovic, J.D., Sabovljevic, A.D., Sabovljevic, M.S. (2018), *Acta Bot. Croat*., 77(2): 109-118.

98. State, G., Popescu, I. V., Radulescu, C.,·Macris, C.,·Stihi, C., Gheboianu, A., Dulama, I., Niţescu, O. (2012), *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., 89: 580–586.

99. State of the terrestrial environment in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area on the basis of bioindicators (2014). Final technical report of the Pasvik Environment Monitoring Programme. Eds. Rautio P., Poikolainen J. Kopijyvä Oy, Kuopio. 17 p.

100. Suchara, I., Maňkovská, B., Sucharová, J., Florek, M., Godzik, B., Rabnecz, G. et al. (2007), Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: fifty three elements. Project 11007-2006-IVF. Zvolen: KLEMO spol. s r.o. 213 p.

101. Sucharova, J., Suchara, I., Holá, M., Reimann, C. (2014), *Applied Geochem*., 40: 51–60.

102. Sun, S. Q., He, M., Cao, T., Zhang, Y.C., Han, W. (2009), *Environ. Monitoring and Assess*., 149: 291-302.

103. Szarek-Lukaszewska, G., Grodzinska, K., Braniewski, S. (2002), *Environ. Monitoring and Assess.*, 79: 231–237.

104. Tamm, C.O. (1953), Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut, 43: 1-140.

105. Tipping, E., Vincent, C.D., Lawror, A.J., Lofts, S. (2008), *Environ. Pollution*, 156: 936-943.

106. Tyler, G. (1991), AA or ICP – Which do you choose?. http://www.varianinc.com/media/sci/apps/icpes003.pdf.

107. Ugur, B., Ozden, M.M., Yener, G. (2003), *Atmosph. Environ*., 37: 2237–2245.

108. Vukojević, V., Sabovlević, M., Sabovlević, A., Mihailović, N., Drazić, G., Vućinić, Ž. (2009), *Arch. Biol. Sci.*, Belgrade, 61(4): 835-845.

109. Wang, Q., Wu, N., Luo, P., Yi, Sh., Bao, W., Shi, F. (2008), *Front. For. China*, 3(2): 171-176.

110. Wells, J.M., Brown, D.H., Beckett, R.P. (1995), *New Phytologist*, 129: 477-486.

111. Wolterbeek, H. Th., Kuik, R., Verburg, T. G. (1995), *Environ. Monitoring and Assess.*, 35: 263-286.

112. Yurukova, L., Tsakiri, E., Cayir, A. (2009), *Bull. of Environ. Contamin. and Toxicol.*, 83: 174–179.

113. Zechmeister, H.G., Dirnbock, T., Hüber, K., Mirtl, M. (2007), *Environ. Pollution*, 147: 696. – 705.

114. Zechmeister H.G., Grodzinska K., Szarek-Lukaszewska G. (2003), Chapter 10. Bryophytes. Bioindicators and Biomonitors. Eds. B.A. Markert, A.M. Breure & H.G. Zechmeister. Oxford: Elsevier Applied Science. P. 329-375.

115. Zvereva, E.L., Kozlov, M.V. (2011), *Water, Air and Soil Pollution*, 218: 573-586

**BRYOPHYTA AS TEST-OBJECTS OF BRYOGEOCHEMICAL INDICATION OF ATMOSPHERIC FALLOUTS OF HEAVY METALS AND RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENT OF EUROPE. ANALYTICAL REVIEW**

***O. Orlov***

**O. Orlov,** PhD. State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID: 0000-0003-2923-5324, orlov.botany@gmail.com

*The review presents the analysis of publications dedicated to problems of using of Bryobionta representatives for bryogeochemical indication and biomonitoring of heavy metals and radionuclides in the environment. Taxonomic structure of Bryobionta is briefly observed, three divisions of Bryobionta are elucidated – Anthocerotophyta, Marchantiophyta and Bryophyta. It is concluded that the most suitable moss species for biomonitoring of*

*heavy metals and radionuclides are representatives from division Bryophyta, such as Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi, Hypnum cupressiforme, Scleropodium purum. The mosses have been successfully used in biomonitoring of atmospheric fallout of heavy metals in the environment in Europe for 25 years. A special system of monitoring on their basis is applied in 28 countries of the continent. For the most important moss species used as test-objects of biomonitoring, significant width of their geographic distribution is shown as well as distribution on different substrates of growth (epigeious, epiphytic, epilytic). The main biological peculiarities of mosses which allow to use them for purposes of biomonitoring of heavy metals and radionuclides have been analyzed, i.e. absence of roots, that permits them to derive the main part of nutrients (and pollutants) directly from aerial fallouts – dry (dust) and wet (rain, snow), and high cation exchange capacity of their cell membranes. The most important anatomical and morphological features of three moss groups (endohydritic, ectohydritic, mixohydritic) are briefly reported, and a conclusion about the best suitability of ectohydritic moss species for bryogeochemical indication and biomonitoring of pollutants is made. Results of numerous biomonitoring studies conducted with using of widely distributed moss species in Europe in nature and anthropogenic biogeocenoses are demonstrated. Criteria to mosses as test-objects of bryogeochemical indication and biomonitoring are briefly reported. Physiological adaptations of mosses to stress emerging due to intake of significant concentrations of heavy metals to their phytomass are generalized. Requirements to sampling of moss cover for purposes of bryogeochemical indication and biomonitoring of pollutants are reported. Perspective moss species as test-objects of environmental pollution by heavy metals and radionuclides are proposed for different natural zones of Ukraine: for Polissya zone – Hylocomium splendens and Pleurozium schreberi, for Forest-Steppe zone – Hypnum cupressiforme, for Steppe zone – Tortula muralis* and *Bryum argenteum.*
***Keywords:*** *pollution, biomonitoring, bryogeochemical indication, mosses, test-objects, heavy metals, radionuclides.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.071
УДК 53.044+628.16

**Забулонов Ю.Л., Чарний Д.В., Одукалець Л.А., Ярощук Д.А., Пугач О.В., Архипенко О.М., Чернова Н.М.**

**Забулонов Ю.Л.**, д.т.н., чл.-кор. НАН України, проф., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua
**Чарний Д.В.,** д.т.н., с.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0001-6150-6433, dmitriych10@gmail.com
**Одукалець Л.А**., н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0003-2569-6406, laoduk@i.ua
**Ярощук Д.А.**, інженер., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0003-0190-8611, mitya.yaroshchuk@gmail.com
**Пугач О.В.,** м.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» , ORCID:0000-0002-1378-3820, pav281082@gmail.com
**Архипенко О.М.,** м.н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України» , ORCID:0000-0003-0955-3704, Archipenko@nas.gov.ua
**Чернова Н.М**., к.т.н., доцент, Національний університет харчових технологій,ORCID: 0000-0002-5197-3430, notochka@ukr.net

# ВИЗНАЧЕННЯ НЕОБХІДНИХ УМОВ ДЛЯ ЕФЕКТИВНОГО ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ З ПІДВИЩЕНИМ ВМІСТОМ ХЛОРОФОРМУ ЗА ДОПОМОГОЮ ОБРОБКИ ПЛАЗМОЮ В АЕРОЗОЛІ

*Сталий розвиток будь-якої країни можливий лише за умови стабільного забезпечення її населення питною водою у відповідній до його потреб кількості та нормативній якості. Це питання є важливим для України як маловодної держави, особливо при негативному впливі кліматичних і антропогенних чинників на якість води. Насамперед це стосується поверхневих джерел водопостачання загалом і передусім Дніпровського каскаду водосховищ. Зарегулювання р. Дніпро, глобальне потепління і збільшення антропогенного навантаження у вигляді значного (у рази) підвищення поліфосфатів і азотних сполук у стоках, що потрапляють у р. Дніпро, провокує катастрофічне розмноження ціанобактерій протягом чотирьох-п'яти місяців на рік. Застарілі технології водопідготовки не здатні боротися з цим фактором і застосовують єдиний можливий технологічний прийом, придатний для боротьби з підвищеним вмістом органічної речовини будь-якого ґенезу – збільшення дози хлору і коагулянтів. Це зазвичай не покращує якість очищення води, а призводить до сталого формування хлорорганічних сполук у процесі очищення і транспортування води. Сталим маркером тригалагенметанів є хлороформ, і його концентрація традиційно визначається лабораторіями водоканалів. Відповідно ми дослідили можливості окиснення хлороформу за допомогою комплексних оксидантів, утворених при плазмовому розряді у водоповітряному середовищі в змішувальній камері ежектора. Вивчався вплив pH середовища на процес деструкції хлороформу. Експериментально встановлено, що навіть слабо кисле середовище не дозволяє ефективно окиснювати хлороформ і призводить до його рекомбінації і навіть збільшує його концентрацію. У той же час у лужному середовищі процес окиснення відбувається інтенсивно і з меншими енерговитратами.*

***Ключові слова:*** *вода, водопостачання, фітопланктон, хлорорганіка, хлороформ, плазма, розряд, окиснення.*

**Постанова питання.** На сьогодні ризик для здоров'я населення від споживання питної води ненормативної якості в Україні є дуже високим, оскільки стан водопостачання та якість питної води залишаються незадовільними [1–4], а в окремих районах – критичними.

Узагальнення моніторингових досліджень якості водопровідної питної води України за останні роки виявило зростання частоти відхилень від гігієнічних вимог за санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками. Збільшення кількості невідповідних за санітарно-хімічними показниками проб відбувається за рахунок хлорорганічних сполук (ХОС). Пріоритетними серед ХОС вважаються тригалогенметани, маркером яких є хлороформ (ХФ). Питома вага проб водопровідної питної води (за даними лабораторії гігієни природних, питних вод ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України») [4, 5], якість яких не відповідає гігієнічним вимогам за санітарно-токсикологічними показниками, найбільша для хлороформу (36,6 %, усього було досліджено 3353 проби).

Причиною підвищених концентрацій ХОС у питній воді є високі концентрації органічних речовин у поверхневій воді, що використовується на водопровідних очисних спорудах в якості вихідної, а також технології її очищення, де одними з головних реагентів виступають хлор або хлорвмісні сполуки. В

Україні майже 80 % населення використовує для господарсько-питних потреб очищену воду р. Дніпро [6] з високим вмістом органічних речовин. Це обумовлено цілою низкою природних та антропогенних чинників. У вихідній дніпровській воді водопровідних станцій середня концентрація органічних речовин за ХСК у 1,5-2,0 рази більша за максимально допустиму (15 мг/л) [4, 7, 8]. Саме на ці 15 мг/л розраховані традиційні технології водоочищення. У майбутньому, зокрема через зміни клімату, прогнозується подальше підвищення показників органічного забруднення дніпровської води. До того ж традиційні підходи обробки питної води на водопровідних станціях не змінюються з кінця 50-тих років минулого сторіччя. Відповідно до цих технологій хлор використовують для первинного хлорування і знебарвлення вихідної води та для її кінцевого знезараження. Використання хлору для знезараження водопровідної питної води поширене в усьому світі. Таким чином, в Україні наявні всі передумови до подальшого загострення проблем, пов'язаних із підвищеним вмістом ХОС у питній воді. За результатами проведених співробітниками лабораторії гігієни природних питних вод Зоріної О.В., Прокопова В.О. та ін. досліджень встановлено, що у населених пунктах, де на водопровідних станціях використовують дніпровську воду в якості вихідної та рідкий хлор для знезараження, рівні ХФ у питній воді становлять 2-5 ГДК (ГДК – 60 мкг/л) [5, 9], що є небезпечним для здоров'я споживачів. Водопровідна питна вода України, яка містить ХФ у концентраціях 120-180 мкг/л, несе ризик виникнення додаткових випадків онкозахворювань у людей ($1{,}8\text{-}2{,}4\times10^{-4}$) [5, 7, 10-13]. Дослідженнями виявлено вплив хлорованої питної води, забрудненої ХФ, на онкозахворюваність населення, зокрема, на рак ободової кишки та органів сечовивідної системи у зв'язку з тривалим вживанням такої питної води. Крім того, останніми роками в усьому світі простежується тенденція до зниження гігієнічних нормативів ХОС у питній воді, що обумовлено результатами медико-біологічних досліджень та накопиченням нових наукових даних з небезпеки цих токсикантів.

**Цим підтверджено доцільність проведення дослідів зі зниження концентрації ХОС у питній воді на прикладі ХФ як маркера тригалогенметанів, які синтезуються в процесі підготовки вихідної води.** Синтез ХФ у поверхневій воді в процесі її хлорування можливо пояснити взаємодією хлор газу чи гіпохлориту натрію з органічними домішками, що присутні у природній воді у вигляді як розчинних сполук, так і нерозчинних біологічних об'єктів [9, 14-18], подібних до фітопланктону.

Під час взаємодії з цими органічними чинниками хлоровмісних реагентів у процесі окиснення утворюються такі проміжні продукти, як кетони (ацетон) та спирти. Відповідно ми маємо наступні реакції [18–20], які пояснюють шляхи формування ХФ:

1) Взаємодія водного розчину хлору (гіпохлориту) з етанолом

$$C_2H_5OH+3ClO^- \rightarrow CHCl_3+CO_2+H_2O \quad (1)$$
$$OH^-$$

2) Взаємодія водного розчину хлору з ацетоном

$$CH_3\text{-}CO\text{-}CH_3+ClO^- \rightarrow HClCl_3+CO_2+H_2O \quad (2)$$
$$OH^-$$

Традиційним шляхом зниження концентрації ХФ є застосування адсорбентів, найчастіше активованого вугілля. Проте, попередня адсорбція не вирішує питання зниження ХФ у водопровідних мережах під час транспортування води до кінцевого споживача. Цей підхід майже непридатний для використання в сучасних економічних умовах України, оскільки є досить дорогим процесом, що сильно здорожує воду.

Кращими в цьому відношенні виглядають безреагентні методи з використанням сильних окисників, здатних окиснювати ХФ. Найбільш перспективними є методи високоенергетичної обробки води за допомогою низькотемпературної плазми.

Плазма, отримана за допомогою імпульсного електричного розряду, утворює високоактивні частинки з окисними потенціалами φ вище, ніж у кисню $O_2$ (1,2 В): пероксид водню $H_2O_2$ (1,8 В), озон $O_3$ (2,1 В), гідроксильний радикал $OH^-$ (2,7 В) (символ $^-$ означає, що частинка знаходиться в високоенергетичному збудженому стані) [21-23]. Присутність цих речовин та їх концентрація є визначальними факторами для окиснювання забруднень у воді.

Аналіз механізмів розкладання органічних домішок у воді показує, що основними окиснювачами є $O_3$, $OH^-$ та $H_2O_2$. Ці реакції та їх інтенсивність визначаються параметрами розряду в газовій частині міжелектродного проміжку. Так, наприклад, реакції, внаслідок яких утворюється озон у газі, що містить кисень, можливі тільки тоді, коли енергія електрону *e*, яку він отримує в електричному полі, буде вища за порогову енергію порогу *O*, що становить 5,14 еВ і потрібна для дисоціації кисню [22, 24, 25]. Швидкість утворення $O^*$ визначається рівнянням(3):

$$d[O^*]/dt = k[n_e][O_2] \,, \quad (3),$$

де $[O^*]$, $[O_2]$, $[n_e]$ – відповідно концентрації $O^*$, $O_2$ та електронів, *k* – константа швидкості реакції (3), яка

має експонентну залежність від напруженості електричного поля $E$ в газі.

У свою чергу, внесок реакційних частинок у розкладання хлорорганічних домішок у воді залежить не тільки від їх потенціалу $\varphi$, а й від їх концентрацій. Так, наприклад, при реакції окислення домішки $D$ озоном, згідно основного рівняння хімічної кінетики, швидкість зменшення концентрації домішки $[D]$ буде дорівнювати:

$$d[D]/dt = -k_p[D]\,[O_3], \qquad (4),$$

де $k_p$ – константа швидкості реакції (4), яка залежить від окисного потенціалу озону та виду домішки, $[O_3]$ – концентрація озону, $t$ – час.

Таким чином, напруженість електричного поля $E$ є одним із головних параметрів, що визначає швидкість деструкції домішок під дією плазми.

**Методика проведення експериментів.** Експерименти з плазмової обробки води з підвищеними концентраціями ХФ проведено на модельних розчинах. Модельний розчин № 1 моделює вихідну воду р. Дніпро після первинного хлорування і знебарвлення в період максимального «цвітіння» фітопланктону. Модельний розчин № 2 моделює склад води, який за вмістом ХФ відтворює воду, що формується у тупикових відгалуженнях водопровідних мереж м. Києва.

Модельний розчин № 1: вода, відібрана з р. Дніпро, із вмістом клітин фітопланктону 1978722 кл/см$^3$, була оброблена розчином 15% гіпохлориту натрію в пропорції 120 мл на 5 л вихідної води і відстояна 3 доби до повного окиснення колоній ціанобактерій (до досягнення візуальної прозорості). Після цього модельний розчин заливався в реактор і оброблявся протягом 8 хв. Для аналізу концентрацій ХФ періодично відбирались проби води через 2; 4 та 8 хвилин.

Модельний розчин № 2: водопровідна вода м. Києва (район зупинки м. Академмістечко), де концентрація ХФ була сформована додаванням розчину ХФ в межах 300 мкг/дм$^3$, проба води оброблялась 7 хв. Для аналізу концентрацій ХФ періодично відбиралися проби води через 1; 2; 3; 5; 7 хвилин.

Генерація плазми проводилася за допомогою дослідної установки Cold Plazma у розрядній камері, спроектованій у формі ежектору для формування водоповітряної суміші. У камері змішування води і повітря ежектора у сформованій водоповітряній суміші підтримується плазмовий розряд. Фото плазмового реактору установки наведено на рисунку 1.

Концентрації ХФ у воді вимірювалися за допомогою газового хроматографу ЦВЕТ-500М (рис. 2). Методика визначення концентрації ХФ відповідає методиці виробника хроматографу.

**Рис. 1.** Експериментальна установка Cold Plazma для плазмової обробки води

**Fig. 1.** Experimental installation of Cold Plazma for plasma water treatment

**Рис. 2.** Газовий хроматограф ЦВЕТ-500М з температурою випарника 70°С, температура колонки 35°С, температура детектору 280°С, витрата газу-носію 40 см$^3$/хв.

**Fig. 2.** Gas chromatograph FLOWER-500M with evaporator temperature 70°C, column temperature 35°C, detector temperature 280°C, the consumption of carrier gas 40 cm$^3$/min.

**Результати експерименту і обговорення.** На рисунку 3 наведено зміни концентрацій ХФ у результаті експериментальної обробки плазмою модельного розчину № 1.

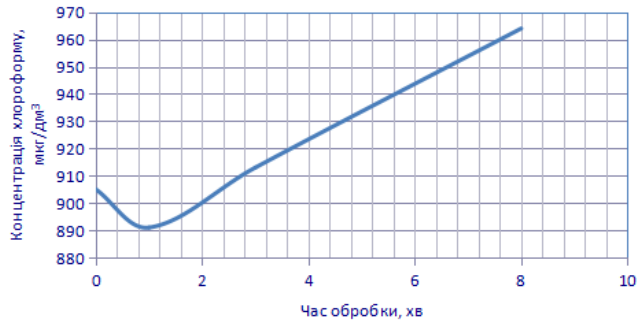



**Рис. 3.** Зміна концентрації хлороформу за pH 6,9 в залежності від часу обробки

**Fig. 3.** Change in the concentration of chloroform at pH 6.9 depending on the processing time

На рисунку 4 наведено зміни концентрацій ХФ у результаті експериментальної обробки плазмою модельного розчину № 2.

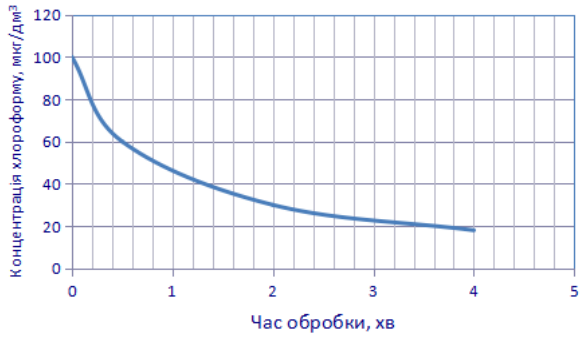



**Рис. 4.** Зміна концентрації хлороформу за pH 8,6 у залежності від часу обробки

**Fig. 4.** Change in the concentration of chloroform at pH 8.6 depending on the processing time

В процесі окиснення ХФ у водоповітряній суміші під впливом плазми частинки переходять в високоенергетичний збуджений стан (озон, гідроксильний радикал) з вищим окисними потенціалом ніж у кисню. Присутність цих речовин та їх концентрація є визначальними факторами для окиснення забруднень у вод.

Загальний результат обробки водного розчину ХФ сильними окисниками, утвореними в процесі плазмової обробки природної води з суттєвим вмістом органічних сполук і залишковим хлором, суттєво залежить від pH водного середовища. Так, при лужному pH відбувається успішний гідроліз хлороформу до вуглекислого газу, води і хлоридів [18, 26] відповідно до рівняння (5):

$$CHCl_3 + O_3 + OH^- \rightarrow CO_2, H_2O, Cl^- \qquad (5)$$

У випадку нейтрального або кислого середовища можливі наступні реакції:

$$\underset{}{CHCl_3} + O_3 \rightarrow \underset{\text{(фосген)}}{COCl_2} + HCl + Cl_2 \qquad (6)$$

$$\underset{\text{(окисник)}}{CHCl_3} + [O] \rightarrow \underset{\text{(радикал)}}{\bullet CCl_3} + H_2O + CHCl_3 \qquad (7)$$

Фактично, в рівнянні (7) відбувається рекомбінація $CHCl_3$ і нове утворення щойно зруйнованої окисником молекули хлороформу [18, 26].

Підвищення затрат енергії за умови надлишку органіки і залишкового хлору призводить лише до підвищення об'ємів синтезу молекул хлороформу.

У той же час, розміщення на рециркуляційному водоводі дослідної установки фільтру з вапняковим фільтрувальним завантаженням дозволяє запускати реакцію згідно рівняння (5) з мінімальними енергетичними витратами.

Відповідно реакція відбувається за рівняннями (6,7), внаслідок чого ми отримали збільшення концентрації ХФ.

**Висновки.** При деструкції ХФ у водному розчині значну роль відіграє pH розчину. Згідно наших дослідів, навіть слабо кислий розчин ХФ у вигляді водоповітряної крапельної суміші при обробці окисниками, утвореними плазмовим розрядом в цій суміші, призводить до підвищення концентрацій ХФ, скоріше за все, шляхом рекомбінації складових ХФ та впливу утворених в процесі розряду оксидних сполук азоту. За таких умов збільшення енерговитрат призводить лише до підвищення концентрації ХФ. У той же час, подібна обробка у лужному розчині ХФ призводить до протилежних результатів. Відповідно, застосування заходів, які формують лужне середовище, у нашому випадку циркуляційного фільтру з вапняковим фільтрувальним завантаженням, дозволило запустити реакцію гідролізу ХФ за рівнянням (5). Завдяки цьому нам вдалося скоротити енерговитрати і отримати суттєве зниження ХФ з 100 до 18 мкг/дм$^3$, що суттєво нижче за нормативні вимоги ДСанПіН 2.2.4-171-10, які становлять 60 мкг/дм$^3$.

**Література**

1. Кравченко В.А. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2016. В.А. Кравченко. Київ: ДП «НДКТІМГ», 2016. 407 с.

2. Кравченко В.А. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2017 році. В.А. Кравченко. Київ: ДП «НДКТІ МГ», 2017. 382 с.

3. Лотоцька О.В. Гігієнічні проблеми охорони поверхневих і підземних вод від антропотехногенного забруднення та їх використання в питному водопостачанні в західному регіоні України. О.В. Лотоцька. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 399 с.

4. Верголяс М.Р. Еколого-токсикологічний моніторинг стану води різних джерел України / М.Р. Верголяс. Дніпро: Дніпровський національний університет ім. Олеся Гончара, 2019. 342с.

5. Зоріна О.В. Гігієнічні проблеми питного водопостачання України та шляхи їх вирішення в умовах євроінтеграції. О.В. Зоріна. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 382 с.

6. Чарний Д.В. Розвиток теоретичних засад і удосконалення технологій очищення природних вод в системах сільськогосподарського водопостачання. Д.В. Чарний. Київ: ІВПіМ НААН, 2017. 302 с.

7. Зайцев В.В. Обґрунтування програми моніторингу питної водопровідної води на підставі гігієнічної оцінки впливу хлорорганічних сполук на здоров`я міського населення промислового регіону. В.В. Зайцев. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 210 с.

8. Фединяк А. Мутагенність питної води і можливі шляхи її утилізації. А. Фединяк, Ю. Козуб, О. Дуган, 2014.

9. Стискал О.А. Аналіз чинників екологічної небезпеки хлорованої питної води. О.А. Стискал, В.Г. Петрук Вісник Вінницького політехнічного інституту. 2014. No. 5. С. 69-75. ISSN 1997–9266.

10. Григоренко Л.В. Еколого-гігієнічна оцінка впливу питної води з централізованих, децентралізованих джерел водопостачання та доочищеної питної води на здоров'я сільського населення Дніпропетровської області. Л.В. Григоренко. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 342 с. DOI 10.5281/zenodo.3628400

11. Краснова М.А. Полный справочник санитарного врача / М.А. Краснова, В.Н. Шилов, Е.О. Шальнов. 2015. 116 с. ISBN 978-5-9758-1841-6

12. Zamyadi A. The value of in vivo monitoring and chlorination for the control of toxic cyanobacteria in drinking water production. A. Zamyadi. École Polytechnique de Montréal. 2011. 289 p.

13. Севальнев А.И. Современное состояние питьевого водоснабжения Запорожской области А.И. Севальнев, О.В. Зыкин, В.В. Богдановский, А.В. Шинкарь. Актуальные проблемы транспортной медицины. 2009. № 1(15). С. 88-92.

14. Взаимодействие хлора с примесями воды, токсичность вторичных загрязнителей / 2015.

15. Абдулфаттах Амин Ахмад Амин. Исследование формирования тригалогенметанов в системе водоснабжения Багдада. Электронный научный журнал «Инженерный вестник Дона». 2013. 39-52 с.

16. Zamyadi A. Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. A. Zamyadi, S. Dorner, S. Sauvé, Water Research. 2013. Vol. 47, No. 8. P. 2689-2700. DOI: 10.1016 / j.watres.2013.02.040.

17. Fan Y. Chlorination of toxic cyanobacterial cells and their associated toxins. Y. Fan. École Polytechnique de Montréal, 2012. 123 p.

18. Chowdhury S.H. Modeling trihalomethane formation in drinking water with application to risk-based decision-making S.H. Chowdhury. Queen's University, 2009. – 275 p.

19. Кузубова Л.И. Химические методы подготовки воды (хлорирование, озонирование, фторирование): Аналитический обзор. Л.И. Кузубова, В.Н. Кобрина. СО РАН, ГННТБ, НИОХ. Новосибирск, 1996. 132 с.

20. Новости химии «blog archive» источники угрозы диоксинов. 2012.

21. T. Sugai, A. Tokuchi, W. Jiang, Y. Minamitani. Investigation for Optimization of an Inductive Energy Storage Circuit for Electrical Discharge Water Treatment IEEE Transactions on Plasma Science. 2014. Volume 42. Issue 10. P. 3101-3108.

DOI: 10.1109/TPS.2014.2304543

22. Kostich M.M. Decolorization of reactive textile dyes using water falling film dielectric barrier discharge M.M. Kostich, J. Nesich, D.D. Manojlovich. Journal of Hazardous Materials. 2011. No. 192. P. 763-771. DOI: 10.1016 / j.jhazmat.2011.05.086.

23. Белинский В.В. Импульсный коронный разряд на поверхность электропроводящей жидкости и его использование для обработки воды / В.В. Белинский, И.В. Божко, Д.В. Чарный. Технічна електродинаміка. 2010. No. 3. – С. 21-27.

24. Божко І.В. Обробка імпульсним бар'єрним розрядом води в крапельному стані. І.В. Божко, В.В. Кобильчак. Технічна електродинаміка. 2015. No. 5. С. 60-66. DOI: 10.15407/ techned2017.06.080

25. Magureanu M. Decomposition of methylene blue in water using a dielectric barrier discharge: optimization of the operating parameters. M. Magureanu, D. Piroi, N.B. Mandache, V. Parvulescu. Journal of Applied Physics. 2008. No. 104. P. 103306-10. DOI: 10.1063/1.3021452

26. Pulido M.E. Evaluation of an electro-disinfection technology as an alternative to chlorination of municipal wastewater effluents. University of New Orleans. 2005. 150 P.

**References**

1. Kravchenko V.A. (2016), Kyiv, DP «NDKTI MH», 407 p.

2. Kravchenko V.A. (2017). Kyiv, DP «NDKTI MH», 382 p.

3. Lotots′ka O.V. (2019) Kyiv, Nats. akad. med. nauk Ukrayiny, Derzh. ustanova «In-t hromads′koho zdorovya im. O. M. Marzyeyeva NAMN Ukrayiny», 399 p.

4. Verholyas M.R. (2019). Dnipro, Dniprovskyy natsional′nyy universytet im. Olesya Honchara, 342 p.

5. Zorina O.V. (2019). Kyiv, Nats. akad. med. nauk Ukrayiny, Derzh. ustanova «In-t hromadskoho zdorov″ya im. O.M. Marzyeyeva NAMN Ukrayiny», 382 p.

6. Charnyy D.V. (2017), Kyyiv, IVPiM NAAN, 302 p.

7. Zaytsev V.V. (2019) Kyiv, Nats. akad. med. nauk Ukrayiny, Derzh. ustanova "In-t hromads′koho zdorov″ya im. O. M. Marzyeyeva NAMN Ukrayiny, 210 p.

8. Fedynyak A. (2014) *Mutahennist' pytnoyi vody i mozhlyvi shlyakhy yiyi utylizatsiyi*

9. Styskal O.A. (2014), *Visnyk Vinnyts'koho politekhnichnoho instytutu*, No. 5, pp 69-75. ISSN 1997–9266

10. Hryhorenko L.V. (2019) Kyyiv: Nats. akad. med. nauk Ukrayiny, Derzh. ustanova «In-t hromads′koho zdorov″ya im. O.M. Marzyeyeva NAMN Ukrayiny», 342 p. DOI 10.5281/zenodo.3628400

11. Krasnova M.A. (2015) *Polnyy spravochnyk sanytarnoho vracha*. M.A. Krasnova, V.N. Shylov, E.O. Shalnov, 116 p. ISBN 978-5-9758-1841-6

12. Zamyadi A. (2011) *The value of in vivo monitoring and chlorination for the control of toxic cyanobacteria in drinking water production*, École Polytechnique de Montréal, 289 p.

13. Sevalnev A.I., Zykin O.V., Bogdanovskiy V.V., Shinkar A.V. (2009). Actual problems of transport medicine. No. 1(15), pp. 88-92.

14. *Vzaymodeystvye khlora s prymesyamy vody, toksychnost' vtorychnykh zahryaznyteley*, (2015).

15. Abdulfattakh Amyn Akhmad Amyn (2013). Elektronnyy nauchnyy zhurnal «Ynzhenernyy vestnyk Dona», pp. 39-52.

16. Zamyadi A. (2013), *Water Research*, Vol. 47, No. 8., pp. 2689-2700. DOI: 10.1016 / j.watres.2013.02.040.

17. Fan Y. (2012) *Chlorination of toxic cyanobacterial cells and their associated toxins*, Ecole Polytechnique de Montréal, 123 p.

18. Chowdhury M.S.H. (2009). Queens University, 275 p.

19. Kuzubova L.Y. (1996) *Khymycheskye metody podhotovky vody (khloryrovanye, ozonyrovanye, ftoryrovanye)*, Novosybyrsk: SO RAN, HNNTB, NYOKH, 132 p.

20. Novosty khymyy «blog archive» ystochnyky uhrozy dyoksynov / 2012.

21. T. Sugai, A. Tokuchi, W. Jiang, Y. Minamitani (2014), *IEEE Transactions on Plasma Science*, Volume 42, Issue 10, pp. 3101–3108. DOI: 10.1109/TPS.2014.2304543

22. Kostich M.M. (2011) *Journal of Hazardous Materials*, No. 192, P. 763-771. DOI: 10.1016 / j.jhazmat.2011.05.086.

23. Belynskyy V.V., Bozhko Y.V., Charnyy D.V. (2010) *Tekhnichna elektrodynamika*, No. 3, P. 21-27.

24. Bozhko I.V., Kobylchak V.V. (2015) Technical electrodynamics, No. 5, P. 60-66. DOI: 10.15407/ techned2017.06.080

25. Magureanu M., Piroi D., Mandache N.B., Parvulescu V. (2008), *Journal of Applied Physics*, No. 104, P. 103306. DOI.10.1063/1.3021452

26. Pulido M.E. (2005) *Evaluation of an electro-disinfection technology as an alternative to chlorination of municipal wastewater effluents*, University of New Orleans, 150 P.

**DETERMINATION OF NECESSARY CONDITIONS FOR EFFICIENT PURIFICATION OF DRINKING WATER WITH HIGH CHLOROFORM CONTENT BY PLASMA TREATMENT IN AEROSOL**

***Y. Zabulonov, D. Charny, L. Odukalec, D. Yaroshchuk, A. Puhach, O. Arkhypenko, N.Chernova***

**Zabulonov Y.,** D.Sc., Corresponding Member NAS of Ukraine, Prof., State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua

**Charny D.,** D.Sc, Senior Research Fellow, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0001-6150-6433, dmitriych10@gmail.com

**Odukalec L.,** Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-2569-6406, laoduk@i.ua

**Yaroshchuk D.,** Engineer, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-0190-8611, mitya.yaroshchuk@gmail.com

**Puhach O.,** Junior Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0002-1378-3820,pav281082@gmail.com

**Apkhypenko O.,** Junior Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-0955-3704, Archipenko@nas.gov.ua

**Chernova N.N.,** PhD, Associate Professor, National university of food technologies, ORCID:/0000-0002-5197-3430, notochka@ukr.net

*Sustainable development of any country is possible only if the stable supply of its population with drinking water in accordance with their needs, quantity and regulatory quality. This issue is extremely relevant for Ukraine as a low-water state, especially with the further negative impact of climatic and anthropogenic factors on the quality of source water. This is especially true of surface water sources in general and the Dnieper cascade of reservoirs in particular. The regulation of the Dnieper River, global warming and the increase in anthropogenic pressure in the form of a significant (at times) increase in polyphosphates and nitrogen compounds in the effluents entering the Dnieper River provokes catastrophic cyanide growth for four to five months a year. Outdated water treatment technologies are unable to combat this factor and use the only possible technological method for them to combat high organic matter of any genesis - increase the dose of chlorine and coagulants. This usually does not improve the quality of water purification, but leads to the sustainable formation of organochlorine compounds in the process of water purification and transportation. Chloroform is a constant marker of trihalogen methanes and its concentration is determined by water supply laboratories. Accordingly, we investigated the possibilities of oxidation of chloroform by means of complex oxides formed by corona discharge in a water-air medium in the mixing chamber of the ejector. The influence of medium pH on the process of chloroform destruction was studied. It has been experimentally established that even a weakly acidic environment does not allow the efficient oxidation of chloroform and leads to its recombination and even increases its concentration. At the same time, in an alkaline environment, the oxidation process is intense and with lower energy consumption*

***Keywords****: water, water supply, phytoplankton, organochlorine, chloroform, plasma, discharge, oxidation.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.077
УДК 628.1

**Мацелюк Є.М., Чарний Д.В., Коваленко О.В., Онанко Ю.А., Марисик С.В.**

**Мацелюк Є.М.**, канд. техн. наук, Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна ORCID:0000-0001-9960-6333; evgen1523@ukr.net;
**Чарний Д.В.**, докт. техн. наук Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна ORCID:0000-0001-6150-6433; dmitriych10@gmail.com;
**Коваленко О.В.**, канд. техн. наук, Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна ORCID:0000-0002-2047-8859, aleksandr55kovakenko@gmail.com;
**Онанко Ю.А.**, аспірант Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна ORCID:0000-0002-7231-1188; yaonanko1@gmail.com;
**Марисик С.В.**, аспірант Інститут водних проблем і меліорації НААН, Київ, Україна ORCID:0000-0002-0100-7787, sergsi.marisik@ukr.net

# ВПЛИВ ХЕМОЛІТОТРОФНОЇ МІКРОБІОТИ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ АНТИКОРОЗІЙНОЇ ОБРОБКИ СТАЛЕВИХ ТРУБОПРОВОДІВ ОРТО-ПОЛІФОСФАТНИМИ РЕАГЕНТАМИ НА ПРИКЛАДІ ЗАСТОСУВАННЯ «SEA QUEST LIQUID»

*Зазначено, що переважна більшість водопроводів діючих в Україні систем водопостачання виконані зі сталі або чавуну, які схильні до корозії. Встановлено, що одним із напрямків зниження корозійної агресивності питної води є застосування орто- поліфосфатного препарату «SeaQuest Liquid» (ТУ У 20.5-У 0502222-001:2017). Наведено результати досліджень впливу препарату «SeaQuest Liquid» на органолептичні та фізико-хімічні показники питної води. Визначено, що обробка водопровідної питної води препаратом «SeaQuest Liquid» не впливає на органолептичні показники, середні рівні яких упродовж 5-ти місяців спостережень практично не зазнавали суттєвих змін та знаходились у межах гігієнічних нормативів. У зразках води рівні речовин, що входять до складу препарату «SeaQuest Liquid» (поліфосфати, ортофосфати), знаходились у межах нормативних значень. Якість води, обробленої ортополіфосфатним препаратом «SeaQuest Liquid», за основними санітарно-хімічними показниками, окрім заліза, відповідає вимогам гігієнічних нормативів ДСанПіН 2.2.4.171-10. В окремих пробах води вміст у воді заліза перевищував гігієнічний норматив (0,2 мг/дм3) та виходив за максимально допустимий рівень (1,0 мг/дм3). Під дією препарату «SeaQuest Liquid» у воді, яка оброблена гіпохлоритом натрію, спостерігалось зменшення індексу Ланжельє: з -2,23 до -2,08 і з -1,79 до -1,70, що свідчить про зниження її корозійної активності. У воді, необробленій гіпохлоритом натрію, під впливом препарату «SeaQuest Liquid» спостерігалось деяке зростання індексу Ланжельє: з -1,80 до -1,95 та з -1,85 до - 2,78; з -2,01 до -2,13, що свідчить про зростання її корозійної агресивності. В умовах наявності у воді сульфатредукуючих тіобактерій препарат «SeaQuest Liquid» збільшує швидкість корозії сталі у 2,9-7,2 раза; за умови додаткового знезараження води гіпохлоритом натрію він знижує цей показник у 1,4-2,7 раза.*

***Ключові слова:*** *корозія, захист, вода, трубопровід, залізо, ортополіфосфати, тіобактерії*

**Актуальність дослідження.** Стабільність води визначає її властивості взаємодіяти разом із розчиненими в ній речовинами з внутрішньою поверхнею сталевих трубопроводів, руйнуючи її (корозія) або утворюючи на її поверхні відкладення, що складаються з карбонатів із включенням сполук заліза. Практика експлуатації трубопроводів показує, що більшою чи меншою мірою завжди присутні обидва ці процеси.

Підвищена корозійна агресивність води спричиняє внутрішню корозію трубопроводів, призводить до виникнення вторинного забруднення питної води під час її транспортування до споживачів.

Хімічна реакція кисневої корозії у воді:

$4Fe + 2H_2O + 3O_2 = 2(Fe_2O_3 \cdot H_2O)$

За даними різних експлуатаційних служб, більше 80% сталевих трубопроводів питного водопостачання відпрацювали більше 30 років і піддані корозійному впливу. В окремих місцях трубопроводів утворюються свищі, і товщина стінок зменшилась з 10-12 мм до 1,0-1,5 мм. Це знижує надійність подачі води споживачам, призводить до значних втрат води, підвищує ризик появи вторинних забруднень. На окремих ділянках трубопроводів відзначається наявність відкладень, які зменшують переріз трубопроводів та їх пропускну здатність, тим самим збільшуючи витрати на електроенергію.

При використанні підземних вод вторинне забруднення питної води за рахунок електрохімічної та мікробіологічної корозії майже завжди має місце. Визначальний фактор корозійної активності питної води – карбонатно-кальцієва рівновага:

$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$

При зміщенні рівноваги вліво вода утворить на металевих поверхнях карбонатні відкладення. При зміщенні вправо карбонат кальцію розчиняється, підвищуючи корозійну активність води.

На рівні з фізико-хімічними факторами, що обумовлюють корозію сталевих трубопроводів, знаходиться і біологічний фактор – вплив життєдіяльності хемолітотрофної мікробіоти.

**Аналіз попередніх досліджень.** Пріоритетними протикорозійними заходами, згідно СОУ ЖКГ 42.00-35077234.010:2008 «Системи централізованого господарсько-питного водопостачання та комунального теплопостачання. Захист протикорозійній. Загальні вимоги та методи контролювання», є застосування інгібіторів корозії та електрохімічний магнієвий (анодний) захист. Інгібітори корозії здатні попереджувати утворення корозійних відкладень на внутрішній поверхні трубопроводів та видаляти вже сформовані відкладення.

За своєю природою інгібітори корозії можуть бути неорганічними та органічними речовинами. Механізм дії інгібіторів у рідких середовищах у більшості випадків полягає в гальмуванні катодних і анодних процесів електрохімічної корозії, утворенні захисних і пасивуючих плівок (пасивація – перехід поверхні металу в неактивний, пасивний стан, пов'язаний з утворенням тонких поверхневих шарів сполук, які запобігають корозії). Інгібітори корозії – речовини, що утворюють з іонами металу, який кородує, важкорозчинні сполуки. Список речовин, що відносяться до цієї групи, залежить від природи металу, який піддається корозії. До анодних інгібіторів належать деякі сполуки, що не мають окисних властивостей: фосфати, поліфосфати, силікати, бензонат натрію. Їх інгібуюча дія проявляється тільки за наявності розчиненого кисню, який і грає роль пасиватора. Такі речовини гальмують анодний процес розчинення через утворення захисних плівок, які представляють собою важкорозчинні продукти взаємодії інгібітора з іонами металу, який переходить у розчин. При корозії заліза до них належать фосфати, гідрофосфат, поліфосфати. Поліфосфати захищають поверхню металу, утворюючи на ній непроникну захисну плівку. У присутності іонів Ca та Fe на катодних ділянках осідають фосфати кальцію і заліза, що утворюють непроникну захисну плівку з $Ca_3(PO_4)$ , $FePO_4$-$2H_2O$ та ін.

Так, наприклад, поліфосфати, адсорбуючись на поверхні сталевого трубопроводу, утворюють з іонами заліза екрануючі плівки, що складаються з $Fe_2O_3$ і $FePO_4$. Для інгібування питної води, відповідно до санітарних норм, використовують невеликі дози натрійгексаметафосфату (4-5 мг/л) у розрахунку на фосфорний ангідрит.

Інгібуюча дія поліфосфату натрію може бути частково пов'язана зі здатністю поліфосфатів перешкоджати відновленню кисню на поверхні заліза, полегшуючи тим самим адсорбцію розчиненого кисню, що призводить до пасивації металу. Певну роль відіграють і інші фактори. Так, є дані, що на катодних ділянках утворюються захисні плівки, що створюють дифузійний бар'єр. Виникнення таких плівок пояснює інгібуючий ефект, що спостерігається навіть на сталі, зануреній у 2,5% розчин NaCl, який містить кілька сотень міліграмів поліфосфату натрію на літр розчину.

Поліфосфати використовуються також при водопідготовці з метою запобігання відкладення карбонату кальцію, усунення випадання сполук заліза в нагрівачах та трубопроводах гарячої води. Найбільш ефективними є суміші поліфосфатів, особливо тетраполіфосфату з динатрійфосфатом та триполіфосфату з гексаметафосфатом.

У присутності фосфатів на поверхні заліза утворюється захисна плівка. Вона складається з гідроксиду заліза, ущільненого фосфатом заліза. Для більшого захисного ефекту фосфати часто використовуються в суміші з поліфосфатами. Мінімальна концентрація поліфосфату, необхідна для запобігання корозії маловуглецевих сталей, залежить від складу води і швидкості її руху. Для обробки прісних вод і вод, що містять хлориди, застосовують зазвичай від 0,5 до 100 мг/л, проте в більшості випадків обмежуються 10 мг/л або ще меншими концентраціями. Поліфосфати ефективні також при захисті від корозії сталі в морській воді (з 4000 мг/л). Деякі інгібітори на основі поліфосфатів мають здатність запобігати утворенню відкладень солей на внутрішній поверхні труб, а також видаляти раніше утворені відкладення, при цьому режим видалення можна регулювати, змінюючи концентрацію інгібітора. За даними виробника, до таких інгібіторів відноситься орто-поліфосфатний інгібітор-реагент Сіквест («SeaQuest»). Реагент «SeaQuest» – натрієва сіль поліфосфатної кислоти (порошкоподібна суміш), суміш неорганічних поліфосфатів. Хімічна формула: $Na_{35}H_5P_{26}O_{85}$, виробник компанія Аква Смарт, Інк. («Aqua Smart Inc»), (www.aquasmartinc.com) на заводі, розташованому в м. Атланта, США. «SeaQuest» – це торгова марка, що представляє собою гранульовану форму суміші неорганічних фосфатів, які складаються приблизно з 25% ортофосфатів і 75% поліфосфатів.

«SeaQuest» безпечний при використанні в системах питного водопостачання і сертифікований NSF (National Sanitation Foundation – Агентство з сертифікації реагентів для застосування в питному водопостачанні США). «SeaQuest» дозволений для застосування в мережах господарсько-питного та гарячого водопостачання і теплопостачання: Свідоцтво Державної реєстрації на території Митного союзу № BY.70.06.01.013.E.006706.12.14.

В Україні для антикорозійної та стабілізаційної обробки води в системі питного водопостачання пропонується препарат «SeaQuest Liquid», виготовлений згідно ТУ У 20.5-40502222-001:2017 (Дозвіл Держс-

поживслужби України № 602-123-20-1/5600), виробництва ТОВ «Нанохімічні Технології» (Україна, м. Київ). Препарат «SeaQuest Liquid» являє собою водний розчин ортополіфосфатного препарату «SeaQuest» із додаванням консервуючих кількостей гіпохлориту натрію.

У Словенії пом'якшення питної води, для запобігання накопиченню накипу, здійснюється виключно в рамках систем питного водопостачання із використанням поліфосфатів, вміст яких у воді коливався в межах від 0,2 мг $PO_4$/л до 24,6 мг $PO_4$/л [1].

На теперішній час в Україні проведено дослідження на фільтрувальній станції водоочисних споруд Західного групового водогону КП «Облводоканал» Запорізької обласної ради (ФС ВОС ЗГВ КП «Облводоканал»), які показали, що існує ймовірний зв'язок між корозійною агресивністю і стабільністю питної води та інтенсивністю утворення ХОС (хлорорганічних сполук) на етапах підготовки води та під час її транспортування у трубопроводах. Тобто, чим ефективнішою була коагуляція і чим більше домішок було видалено з води, що проходить водопідготовку, тим вищою є корозійна агресивність обробленої води [2]. Реагент «SeaQuest» було застосовано для стабілізаційної обробки води в магістральному водоводі Акимівка-Бердянськ Західного групового водоводу Запорізької області. У результаті застосування реагенту «SeaQuest» корозійна агресивність води знизилась із 0,25-0,37 мм/рік до 0,018-0,031 мм/рік (вимога СОУ ЖКГ 42.00-35077234.010:2008 – 0,05 мм/рік).

Результати досліджень [3] засвідчили, що під час транспортування води з підвищеною корозійною агресивністю, її якість суттєво погіршується, особливо за ЗМЧ (загальне мікробне число), органолептичними показниками (кольоровістю, каламутністю, запахом, присмаком), вмістом заліза, цинку, перманганатною окиснюваністю, вмістом ТГМ (тригалогенметанів) тощо. Крім того, було показано [4, 5], що корозійна агресивність та стабільність води впливають на біологічну активність та ступінь токсичності ТГМ при їх надходженні з питною водою до організму піддослідних тварин та людини.

Дослідження, проведені на Часів-Ярській, Старокримській фільтрувальній станції №2, Західному груповому водоводі Якимівка-Бердянськ, показали, що застосування для стабілізаційної обробки адекватних доз препарату «SeaQuest» дозволили привести корозійну агресивність обробленої води відповідно до вимог усіх діючих нормативних документів [5].

У Чернігівському державному технологічному університеті досліджено протикорозійну активність «SeaQuest» на зразках сталі, які витримували протягом 24 годин в інгібованих розчинах, а згодом переносили на 10 днів у чисту водопровідну воду. Встановлено, що використання «SeaQuest» для антикорозійної обробки води господарсько-питного водопостачання недостатньо ефективне (38,8-42,1%) та призводить до збільшення вмісту заліза у питній воді за рахунок утворення розчинних комплексних сполук з іржею. Окрім того, спостерігалось стимулювання виразкової корозії зразків.

**Мета роботи:** дослідити можливість застосування інгібіторного захисту в системах питного водопостачання за допомогою ортополіфосфатного препарату «SeaQuest Liquid».

**Матеріали і методика досліджень.** У дослідженнях застосовували орто-поліфосфатний препарат «SeaQuest Liquid» (ТУ У 20.5-40502222-001:2016). Склад препарату «SeaQuest Liquid» наведено в табл. 1, його основні показники – у табл. 2.

Дозу препарату «SeaQuest Liquid» за основною речовиною «SeaQuest» розраховували за формулою: Доза «SeaQuest» = Вміст (Fe + Mn) + Загальна жорсткість у перерахунку на $CaCO_3$/200 + 0,2. Наприклад, вміст Fe = 1 мг/л; вміст Mn = 1 мг/л; загальна жорсткість 8 мг-екв/л; Доза «SeaQuest» = 1 + 1 + (8 х 50: 200) + 0,2 = 4,2 мг/л, де 50 = мг-екв $CaCO_3$.

Для обробки води препаратом застосовували установку для дозування фірми «Grundfos». Для обліку води застосовували лічильник холодної води MAGX2-T5CMN-NN485 фірми Arkon Flow Systems (Чехія). Пристрій MAGX2 має інноваційний модульний дизайн «Plug&Play», який одночасно підходить для всіх застосувань. Для реєстрації даних у MAGX2 використовували стандартну micro Secure Digital card.

**Таблиця 1.** Склад препарату «SeaQuest Liquid»
**Table 1.** The composition of the "SeaQuest Liquid" preparation

| Компоненти препарату | Масова частка компонентів у препараті, % |
|---|---|
| Ортополіфосфатний реагент "SeaQuest" | не менше 30,0 |
| Гіпохлорид натрію, марка А згідно ГОСТ 11086-76 або ТУ У6-0576120.014-99 | ≤0,1 |
| Вода | Не більше 70 |

**Таблиця 2.** Фізико-хімічні показники препарату «SeaQuest Liquid»
**Table 2.** Physico-chemical parameters of the "SeaQuest Liquid" preparation

| № з/п | Найменування показника | Значення |
|---|---|---|
| 1 | Зовнішній вигляд | Прозора рідина без кольору, зі слабким запахом, без сторонніх включень (допускається незначне помутніння) |
| 2 | Густина за температури 20°С, г/дм$^3$ | 1,250-1,350 |
| 3 | pH водного розчину з масовою долею основної речовини 30% за температури 20°С | 4,4-5,5 |
| 4 | Масова доля загального фосфору в перерахунку на $P_2O_5$, % | 19,2-22,4 |
| 5 | Масова доля ортофосфатів, % | 7,2-7,9 |
| 6 | Масова доля поліфосфатів, % | 22,1-27,1 |
| 7 | Антикорозійна ефективність (швидкість корозії) мм/рік, не більше | 0,1 |

Розміщення обладнання для зберігання та дозування препарату «SeaQuest Liquid» було виконано в межах існуючих наземних та напівзаглиблених насосних станцій над артезіанськими свердловинами, а також у приміщенні електролізної станції. Установки дозування препарату та точки впорскування влаштовувались по одному комплекту в кожній насосній станції.

Оцінку стабільності води, виходячи з її хімічного складу, проводили за стандартними методиками визначення індексів стабільності Ланжельє і Різнера, індексу Паккоріуса для визначення схильності води до утворення накипу, індексу Ларсона-Скольда, який дає змогу характеризувати корозійну здатність води по відношенню до низьковуглецевої сталі, індексу Оддо-Томпсона для експрес-оцінювання схильності води до розчинення або утворення карбонату кальцію.

Для контролю ефективності процесу обробки води препаратом «SeaQuest Liquid» було передбачено вузли контролю, кожний із яких обладнаний корозійними зондами. Зонд дозволяє встановлювати і знімати зразки матеріалів у процесі роботи установки без відключення обладнання.

Оцінку швидкості корозії металу трубопроводу проводили на основі короткочасних корозійних випробувань зразків металу, ідентичного металу трубопроводів, за допомогою корозійних зондів гравіметричним методом за втратою маси зразків. Площу плоских прямокутних зразків із двома отворами розраховують за формулою

$$S = 2(ab+bc+ac) + \pi d(ac-d), \qquad (1),$$

де a, b, c – розміри сторін зразка (від більшої до меншої), мм; d – діаметр отворів, мм; S – площа зразка, мм$^2$.

Зважування зразків для випробувань проводили після остаточного просушування зразків на аналітичних вагах з точністю $2 \times 10^{-4}$ м.

Швидкість корозії матеріалу при гравіметричних випробуваннях визначалась із розрахунку на рівномірну загальну корозію за формулою:

$$\Pi r = \frac{8{,}76 \cdot 10^4 (m_1 - m_2)}{St\rho} \qquad (2),$$

де П$r$ - швидкість корозії матеріалу, мм/рік; $m_1$, $m_2$ – маса зразка до початку випробувань і після очищення зразка від відкладень і продуктів корозії, г; S – первісна поверхня зразка, мм$^2$; t – тривалість корозійних випробувань, год.; ρ – щільність матеріалу, г/см$^3$.

**Результати досліджень.** У таблиці 3 наведено результати розрахунку корозійної активності води, виконаного в ІВПіМ НААН на основі хімічного аналізу показників якості води, що забирається із 29 свердловин на об’єкті досліджень. Як видно із таблиці 1, індекси Ланжельє, отримані за допомогою розрахункових формул у всіх точках відбору проб води, знаходяться у межах від -0,89 до -1,77, що свідчить про суцільну і суттєву корозійну активність води в зазначених точках.

Слід підкреслити, що вода, отримана шляхом поєднання води з водозабірних свердловин і дніпровської води, більш корозійно активна, ніж вода самих свердловин, про що свідчать індекси Ланжельє, отримані із аналізів проб води. Це пояснюється підвищенням вмісту кисню у такій суміші води. Індекс Різнера у всіх пробах знаходиться у межах від 7,8 до 8,8, що вказує на суттєву корозію трубопроводів. Особливо це характерно для води свердловини № 232, індекс Різнера якої становить 9,58, що вказує на загрозливу корозію трубопроводу.

**Таблиця 3.** Результати розрахунків індексів Ланжельє, Різнера та $rH_2$
**Table 3.** The results of calculations of the Langelier, Riesner and $rH_2$

| № з/п | № свердл. | Індекс Ланжельє $I_{Lng}$ за номограмами | Індекс Різнера (IP) | Індекс Ланжельє $I_{Lng}$ розрахункове | $rH_2$ за Труфановим | $rH_2$ за Кларком |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 1 | 223 | -0,38 | 8,19 | -1,61 | 18,27 | 18,10 |
| 2 | 229 | -0,025 | 7,97 | -1,07 | 19,25 | 19,08 |
| 3 | 230 | -0,04 | 7,8 | -1,27 | 18,95 | 18,78 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| 4 | 231 | -0,01 | 8,01 | -0,86 | 19,46 | 19,29 |
| 5 | 232 | -0,96 | 9,58 | -1,23 | 19,02 | 18,84 |
| 6 | 212 | 0,02 | 7,67 | -1,18 | 19,04 | 18,87 |
| 7 | 179 | -0,03 | 7,78 | -1,25 | 19,10 | 18,92 |
| 8 | 178 | -0,34 | 8,16 | -1,04 | 19,47 | 19,30 |
| 9 | 182 | 0 | 8 | -1,02 | 19,48 | 19,31 |
| 10 | 205 | 0 | 7,95 | -1,03 | 19,38 | 19,21 |
| 11 | 224 | -0,03 | 7,84 | -1,11 | 18,86 | 18,70 |
| 12 | 242 | -0,19 | 8,13 | -1,30 | 18,83 | 18,67 |
| 13 | 251 | 0,075 | 7,92 | -0,97 | 19,29 | 19,14 |
| 14 | 255 | 0,195 | 7,71 | -0,84 | 19,42 | 19,27 |
| 15 | 269 | 0,05 | 7,77 | -1,17 | 19,07 | 18,91 |
| 16 | 271 | 0,31 | 7,6 | -0,82 | 19,59 | 19,44 |
| 17 | 237 | 0,225 | 7,71 | -0,80 | 19,47 | 19,32 |
| 18 | 262 | 0,02 | 7,86 | -0,99 | 19,06 | 18,90 |
| 19 | 261 | 0,22 | 7,91 | -0,94 | 19,63 | 19,49 |
| 20 | 197 | 0,145 | 7,9 | -0,85 | 19,53 | 19,38 |
| 21 | 200 | -0,166 | 7,872 | -1,24 | 18,56 | 18,39 |
| 22 | 221 | -0,015 | 7,63 | -1,22 | 18,68 | 18,51 |
| 23 | 190 | -0,04 | 7,75 | -1,18 | 18,71 | 18,55 |
| 24 | 214 | -0,07 | 7,8 | -1,24 | 18,58 | 18,42 |
| 25 | 293 | -0,02 | 8,08 | -0,91 | 18,98 | 18,84 |

Показники $rH_2$ у всіх пробах, розрахованих як за формулою Ф.У. Кларка, так і за формулою А.І. Труфанова, свідчать про те, що досліджуване водне середовище є дуже сприятливим для життєдіяльності залізобактерій загалом, а зона pH – Eh показників проб води свідчить про те, що присутня активна життєдіяльність різних штамів: *Leptothrix, Gallionella, Thiobacillus thiooxcidans* або їх сумісна життєдіяльність.

Усі досліджувані показники свідчать про те, що найбільш вірогідним у водопровідних мережах є комплексний ґенез корозійних процесів, який поєднує у собі як фізико-хімічні, так і біологічні процеси. Таке поєднання зазвичай сприяє процесам активного вторинного забруднення води продуктами корозії трубопроводів.

Одним із раціональних методів покращення технічного стану діючих трубопроводів для продовження їх терміну експлуатації є стабілізація води шляхом обробки її інгібіторами корозії.

За результатами досліджень встановлено, що якість водопровідної питної води, до якої регулярно в застосовуваних дозах (від 1,0 до 3,0 мг/дм$^3$) додавався препарат «SeaQuest Liquid», за органолептичними показниками (запах, присмак, каламутність, забарвленість) у динаміці коливалася в усіх точках відбору проб для кожного інгредієнта в межах нормативних значень та навіть при максимальних дозах реагенту залишалась стабільно високою і за середніми даними становила для каламутності 0,37±0,06 НОК, забарвленості 8,6±0,2 градуси, запах та присмак 0,4±0,04 бали.

За усіх режимів використання препарату «SeaQuest Liquid» у воді в усіх точках відбору проб не зареєстровано відхилень від нормативів основних фізико-хімічних показників неорганічної та органічної природи: за середніми даними pH води становив 7,67±0,01 од. pH, загальна жорсткість складала

4,3±0,03 та загальна лужність – 4,4±0,05 ммоль/дм$^3$, вміст кальцію становив 58,6±0,7 мг/дм$^3$, магнію – 16,1±0,2 мг/дм$^3$, гідрокарбонатів – 261,4±4,8 мг/дм$^3$, марганцю <0,01 мг/дм$^3$, сульфатів – 21,9±1,2 мг/дм$^3$, хлоридів – 44,3±1,4 мг/дм$^3$, натрію та калію – 44,0±2,0 мг/дм$^3$, хлору залишкового – 0,35±0,02 мг/дм$^3$, загальна мінералізація – 459,9±15,1 мг/дм$^3$.

Протягом періоду спостереження якість обробленої ортополіфосфатним препаратом «SeaQuest Liquid» води здебільшого відповідає вимогам гігієнічних нормативів ДСанПіН 2.2.4.171-10 за винятком періодичних коливань понаднормованого вмісту заліза. В окремих пробах води, особливо в точках відбору № 2, 4, 6, 7 та 11 вміст у воді заліза перевищував гігієнічний норматив (0,2 мг/дм$^3$) у 6, 4, 3, 5 та 10 разів відповідно та виходив за максимально допустимий рівень (1,0 мг/дм$^3$). Динаміка зміни концентрації заліза загального свідчить, що на початковій стадії дії препарату «SeaQuest Liquid» відбувається розчинення плівки гідроксиду заліза, яка утворилася за час експлуатації на внутрішній поверхні трубопроводу, а згодом проходить процес пасивації сталі.

Санітарно-токсикологічні показники якості водопровідної питної води за неорганічними та органічними компонентами за весь час спостереження в усіх точках відбору проб за середніми даними відповідали нормативам та становили для амонію – 0,2±0,01 мг/дм$^3$, перманганатної окиснюваності – 2,3±0,1 мг$O_2$/дм$^3$, нітритів – 0,09±0,01 мг/дм$^3$ та нітратів – 1,53±0,14 мг/дм$^3$.

У досліджуваних зразках питної води рівні речовин, що входять до складу препарату «SeaQuest Liquid» (поліфосфати, ортофосфати), коливались у різних точках відбору проб, не погіршуючи її якість, та, зокрема, за поліфосфатами знаходились у межах нормативних значень. Під дією препарату «SeaQuest Liquid» у воді, яка оброблена гіпохлоритом натрію, спостерігалось зменшення індексу Ланжельє: з -2,23 до -2,08 на вході і з -1,79 до -1,70 на виході, що свідчить про зниження її корозійної активності. У воді, необробленій гіпохлоритом натрію, під впливом препарату «SeaQuest Liquid» спостерігалось деяке зростання індексу Ланжельє: з -1,80 до - 1,95; з -1,85 до - 2,78; з -2,01 до -2,13, що свідчить про зростання її корозійної активності.

Результати вагових досліджень впливу препарату «SeaQuest Liquid» у водопровідній воді на швидкість корозії сталевих зразках наведено в табл. 4.

**Таблиця 4.** Вплив препарату «SeaQuest Liquid» на швидкість корозії.
**Table 4.** The effect of the "SeaQuest Liquid" preparation on the corrosion rate.

| Місце виїмки зразків | Втрата маси зразків Δm, г у воді: | | Втрата маси зразків Δm, % у воді: | | Швидкість корозії Km, мм/рік у воді: | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Без “SeaQuest Liquid” | З “SeaQuest Liquid” | Без “SeaQuest Liquid” | З “SeaQuest Liquid” | Без “SeaQuest Liquid” | З “SeaQuest Liquid” |
| Свердловина № 182 | 0,7545 | 2,3744 | 10,9 | 34,1 | 0,4086 | 1,1744 |
| Свердловина № 232 | 0,4839 | 2,5553 | 6,8 | 36,1 | 0,2621 | 1,3839 |
| Свердловина № 242 | 0,2822 | 2,0163 | 4,0 | 29,9 | 0,1528 | 1,0920 |
| НС-1, машзал, точка № 1 | - | 0,2823 | - | 4,45 | - | 0,1529 |
| НС-1, машзал, точка № 2 | - | 0,3404 | - | 5,10 | - | 0,1844 |
| НС - 1, К 12 | 1,4099 | - | 20,4 | | 0,7636 | - |
| НС-1, К 29 | - | 0,9620 | - | 14,0 | - | 0,5210 |
| НС-2, машзал, точка № 1 | - | 0,8213 | - | 11,4 | - | 0,4448 |
| НС- 2, машзал, точка № 2 | - | 1,1659 | - | 16,9 | - | 0,6315 |
| НС- 2, колодязь (Дніпровська вода) | 1,3103 | - | 18,5 | - | 0,7097 | - |

Аналіз результатів досліджень, наведених у таблиці 4, показує, що швидкість корозії зразків у воді, обробленій препаратом «SeaQuest Liquid», значно перевищує швидкість корозії зразків у воді, яка не містить вказаного препарату. Особливо це є характерним для підземних вод свердловин. Так, для свердловини № 182 це підвищення складає 2,87 раза, для свердловини № 232 – 5,28 раза, для свердловини № 242 – 7,15 раза.

Швидкість корозії в трубопроводі на території НС - 1, який містив реагент «SeaQuest Liquid», у 1,47 раза перевищує швидкість корозії в трубопроводі без реагенту. Швидкість корозії в напірних трубопроводах машзалу НС-2 в 2,91-3,42 раза перевищує швидкість корозії в напірних трубопроводах машзалу НС–1, в яких проводилась промивка висококонцентрованим розчином гіпохлориту натрію. Слід відмітити, що після витримки у воді, яка не містить препарат «SeaQuest

Liquid», поверхня зразків набула світло-коричневого кольору, а після витримки у воді, яка містила препарат – чорного кольору (рис. 1).

**Рисунок 1.** Зовнішній вигляд зразків після витримки у підземній воді свердловин
**Figure 1**. Appearance of samples after exposure to groundwater wells

Як відомо, для гідроксиду заліза (іржа) характерний світло-коричневий колір, чорний – для сульфіду заліза (пірит). Характер відкладень на поверхні зразків теж різний: світло-коричневі відкладення більш щільні, пластинчаті, чорні – пухкі, які легко видаляються з поверхні. Отримані результати дозволяють припустити наступний механізм корозійного процесу. Препарат «SeaQuest Liquid» каталізує мікробіологічну корозію, спричинену сульфатредукуючими тіобактеріями. Схема корозії заліза, яка відбувається в присутності бактеріальних клітин, наділених мембранно сполученими гідрогеназами (на прикладі сульфатредукуючих), наведено на рис. 2.

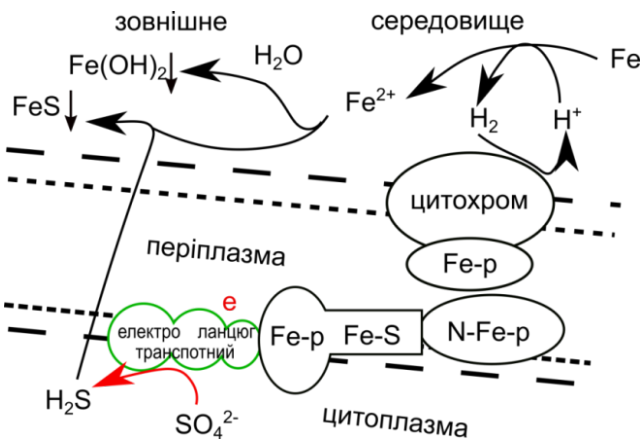



**Рисунок 2.** Мембранна гідрогеназа і корозія заліза.
**Figure 2.** Membrane hydrogenase and corrosion of iron.

За відсутності препарату осередки корозії не пов'язані з присутністю мікроорганізмів, а виникають у результаті процесу хімічної корозії з утворенням гідроксиду заліза. Зміна середовища в результаті введення у воду препарату «SeaQuest Liquid» сприяла розвитку мікроорганізмів. У свою чергу, в процесі життєдіяльності мікроорганізми накопичили реагенти, що стимулюють біологічний корозійний процес. Відомо, що наявність клітин сульфатредукуючих тіобактерій є джерелом біогенного сірководню. Процес іде за загальною схемою:

$$2SO_4^{2-}+4C+3H_2O \rightarrow H_2S^{+}+HS^{-}+CO_2+3HCO^{3-}$$

Сірководень, реагуючи з металом, утворює сульфід заліза. Поверхня металу піддається пітінговій і виразковій корозії. Виразки покриваються зверху пухкими продуктами корозії, які переважно складаються з сульфіду заліза та гідроксиду заліза. У присутності кисню корозійні горбки покриваються скоринкою, що складається з гідроксиду заліза. Під шаром продуктів корозії бактерії заглиблюються в метал, руйнуючи його. Відкладення сульфіду заліза на поверхні трубопроводів (чорний колір) сприяє виникненню гальванічних пар (анода і катода), що викликає електрохімічну корозію. Сульфід заліза при цьому служить катодом, чиста поверхня металу – анодом. Сірководень, взаємодіючи з іонами заліза, утворює нерозчинний сульфід заліза і, одночасно, мігруючи в зони з окисленим режимом, окислюється до елементарної сірки. Шари різного кольору, як наслідок симбіозу хімічної та біологічної корозії, можна спостерігати на зразках, які витримували в напірному трубопроводі НС-2 (рис. 3).

**Рисунок** 3. Зовнішній вигляд зразків після витримки в напірному трубопроводі НС- 2.
**Figure 3.** Appearance of samples after exposure in the pressure pipeline NS-2

Привертає увагу той факт, що швидкість корозії зразків у напірних трубопроводах насосних станцій 1 та 2 після введення препарату нижча за швидкість корозії зразків, встановлених у районі свердловин. Це пояснюється тим, що вода в напірні водоводи насос-

них станцій поступає після резервуарів чистої води (РЧВ), і вона пройшла обробку гіпохлоритом натрію, який згубно діє на мікроорганізми. Особливо це характерно для трубопроводу НС - 1, де вода пройшла триразову обробку гіпохлоритом натрію дозою 20 мг/л, і мікробіологічна корозія практично відсутня (рис. 4).

Особливо наочно демонструють вплив препарату «SeaQuest Liquid» на розвиток хемолітотрофних мікроорганізмів зразки, які витримували у середовищі, що містило суміш підземної та річкової (р. Десна) вод (рис. 5).

**Рисунок** 4. Загальний вигляд зразків після витримки в напірному трубопроводі НС -1.

**Figure 4.** General view of the samples after exposure in the pressure pipeline NS -1.

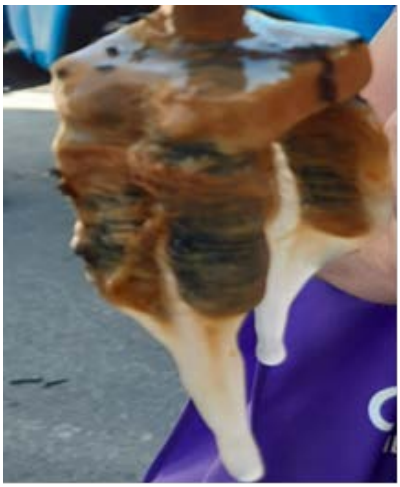


**Рисунок** 5. Загальний вигляд зразків після витримки в суміші підземної і річкової вод.

**Figure 5.** General view of the samples after aging in a mixture of groundwater and river water

**Висновки.** За усіх режимів використання препарату «SeaQuest Liquid» у воді в усіх точках відбору проб не зареєстровано відхилень від нормативів основних фізико-хімічних показників: за середніми даними pH води становив 7,67±0,01 од. pH, загальна жорсткість складала 4,3±0,03, загальна лужність – 4,4±0,05 ммоль/дм$^3$, вміст кальцію становив 58,6±0,7 мг/дм$^3$, магнію – 16,1±0,2 мг/дм$^3$, гідрокарбонатів – 261,4±4,8 мг/дм$^3$, марганцю <0,01 мг/дм$^3$, сульфатів – 21,9±1,2 мг/дм$^3$, хлоридів – 44,3±1,4 мг/дм$^3$, натрію та калію – 44,0±2,0 мг/дм$^3$, хлору залишкового – 0,35±0,02 мг/дм$^3$, амонію – 0,2±0,01 мг/дм$^3$, перманганатної окиснюваності – 2,3±0,1 мг$O_2$/дм$^3$, нітритів – 0,09±0,01 мг/дм$^3$, нітратів – 1,53±0,14 мг/дм$^3$, загальна мінералізація – 459,9±15,1 мг/дм$^3$. В окремих пробах води, обробленої препаратом «SeaQuest Liquid», вміст заліза перевищував гігієнічний норматив (0,2 мг/дм$^3$) та виходив за максимально допустимий рівень (1,0 мг/дм$^3$). У зразках питної води рівні речовин, що входять до складу препарату «SeaQuest Liquid» (поліфосфати, ортофосфати), коливались у різних точках відбору проб та знаходились у межах нормативних значень. Підтвердилась прогнозована нами, за розрахунковим показником $Rh_2$, біологічна складова корозії. В умовах наявності у воді сульфатредукуючих тіобактерій препарат «SeaQuest Liquid» збільшує швидкість корозії сталі в 2,9-7,2 раза; за умови додаткового знезараження води в режимі санітарної обробки гіпохлоритом натрію він знижує цей показник у 1,4-2,7 раза. Під дією препарату «SeaQuest Liquid» у воді, яка оброблена гіпохлоритом натрію, спостерігалось зменшення індексу Ланжельє: з -2,23 до -2,08 і з -1,79 до -1,70, що свідчить про зниження її корозійної активності. У воді, необробленій гіпохлоритом натрію, під впливом препарату «SeaQuest Liquid» спостерігалось деяке зростання індексу Ланжельє: з -1,80 до -1,95 та з -1,85 до - 2,78; з -2,01 до -2,13, що свідчить про зростання її корозійної агресивності.

**Література**


1. Загороднюк К.Ю., Бардов В.Г., Омельчук С.Т. та ін. Гігієнічне обґрунтування необхідності та шляхів модернізації комунальних систем централізованого водопостачання України. Довкілля та здоров'я. 2016. № 1 (77). С. 48-54.
2. Загороднюк Ю.В., Омельчук С.Т., Кравчук А.П. та ін. Коррозионная агрессивность воды как один из основных показателей качества питьевой воды и ее нормативное регулирование в Украине. Водопостачання та водовідведення. 2009. № 4. С. 26-33.
3. Загороднюк К.Ю., Омельчук С.Т., Нікіпєлова О.М., Загороднюк Ю.В. Токсиколого-гігієнічна оцінка питної води Західної фільтрувальної станції ТОВ "Луганськвода" до та після стабілізаційної обробки препаратом "Sea-Quest". Сучасні проблеми токсикології. 2011. № 5. С. 178-179.
4. Загороднюк К.Ю., Омельчук С.Т., Загороднюк Ю.В. Влияние стабильности и коррозионной агрессивности воды на биологическую активность хлорорганических соединений, поступающих в организм с питьевой водой. Вода и экология: проблемы и решения. Санкт-Петербург, 2012. № 2-3. С. 35-36.
5. Jereb G, Poljšak B., Eržen I. Contribution of Drinking Water Softeners to Daily Phosphate Intake in Slovenia. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2017. Vol. 14 (10). P. 1186.

**References**

1. Zahorodniuk K.Iu., Bardov V.H., Omelchuk S.T. ta insh. (2016), Environment & health, Dovkillia ta zdorovia, Kiev, UA № 1 (77). p. 48.
2. Zahorodniuk Yu.V., Omelchuk S.T., Kravchuk A.P. ta insh. (2009). Vodopostachannia ta vodovidvedennia, Kiev, UA № 4. p. 26.
3. Zahorodniuk K.Iu., Omelchuk S.T., Nikipielova O.M., Zahorodniuk Yu.V. (2011). Suchasni problemy toksykolohii, Kiev, UA № 5. p. 178.
4. Zahorodniuk K.Iu., Omelchuk S.T., Zahorodniuk Yu.V. (2012). St. Peterburh, RU, № 2, 3. p. 35.
5. Jereb G, Poljšak B., Eržen I. (2017). International Journal of Environmental Research and Public Health. Vol. 14 (10). p. 1186.

**INFLUENCE OF HEMOLITOTROPHIC MICROBIOTA ON THE EFFICIENCY OF ANTICORROSIVE TREATMENT OF STEEL PIPELINES WITH ORTHO-POLYPHOSPHATE REAGENTS ON THE EXAMPLE OF "SEA QUEST LIQUID"**

***E. Matselyuk, D. Charny, ., Kovalenko O., O. Kovalenko, Yu. Onanko, S. Marisik.***

**E. Matelyuk**, Ph.D. (Technical Sciences), Institute of Water Problems and Land Reclamation NAAS, Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0001- 9960 - 6333, evgen1523@ukr.net

**D. Charny**, D.Sc. (Technical Sciences), Institute of Water Problems and Reclamation NAAS, Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0001-6150-6433, dmitriych10@gmail.com

**O. Kovalenko**, Ph.D. (Technical Sciences), Institute of Water Problems and Land Reclamation NAAS, Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-2047-8859; e-mail: aleksandr55kovakenko@gmail.com

**Yu. Onanko,** Graduate Student, Institute of Water Problems and Land Reclamation NAAS, Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-7231-1188, yaonanko1@gmail.com

**S. Marysyk,** Graduate Student, Institute of Water Problems and Land Reclamation NAAS, Kyiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-0100-7787, sergsi.marisik@ukr.net

*It is noted that the overwhelming majority of water supply systems operating in Ukraine are made of steel or cast iron, which are subject to corrosion. It has been established that/ one of the ways to reduce the corrosiveness of drinking water is the use of an orthopolyphosphate preparation "SeaQuest Liquid" (TU U 20.5-V 0502222-001:2017). The results of studies of the effect of the "SeaQuest Liquid" preparation on organoleptic and physicochemical indicators of drinking water are presented. It was determined that the treatment of tap drinking water with the "SeaQuest Liquid" preparation does not affect organoleptic indicators, the average levels of which practically did not undergo significant changes during 5 months of observation and were within the hygienic standards. In water samples, the levels of substances that make up the "SeaQuest Liquid" preparation (polyphosphates, orthophosphates) were within the normative values. The quality of water treated with the "SeaQuest Liquid" orthophosphate preparation, according to the main sanitary and chemical indicators, except for iron, meets the requirements of the hygienic standards DSanPiN 2.2.4.171-10. In some water samples, the iron content in water exceeded the hygienic standard (0.2 mg/dm$^3$) and went beyond the maximum permissible level (1.0 mg/dm$^3$). Under the action of "SeaQuest Liquid" in water treated with sodium hypochlorite, a decrease in the Langelier index was observed: from -2,23 to -2,08 and from -1,79 to -1,70, which indicates a decrease in its corrosivity. In water untreated with sodium hypochlorite under the influence of the "SeaQuest Liquid" preparation, a slight increase in the Langelier index was observed: from -1,80 to -1,95 and from -1,85 to -2,78, from -2,01 to -2,13, which indicates an increase in its corrosiveness. In the presence of sulphate-reducing and thiobacteria in water, the "SeaQuest Liquid" preparation increases the corrosion rate of steel by 2,9-7,2 times; subject to additional disinfection of water with sodium hypochlorite, it reduces this indicator by 1,4-2,7 times.*

***Keywords:*** *corrosion, protection, water, pipeline, iron, orthopolyphosphates,, thiobacteria.*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.086
УДК 621.039.7:628.3

**Бондар Ю.В., Кузенко С.В.**

**Бондар Ю. В.,** ст. н. с, канд. геол.-мін. наук, ст. н. с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0002-5511-1387, juliavad_peremoga@ukr.net
**Кузенко С. В.,** н. с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID: 0000-0002-5511-1387

# ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ ЦЕЗІЮ З ВИСОКОСОЛЬОВИХ РОЗЧИНІВ ПРИРОДНИМ КЛИНОПТИЛОЛІТОМ І КОМПОЗИТНИМ СОРБЕНТОМ НА ЙОГО ОСНОВІ

*Розробка ефективних сорбентів для селективного вилучення радіонуклідів із забруднених вод є актуальною проблемою, вирішення якої необхідне для зменшення кількості небезпечних рідких радіоактивних відходів та зниження потенційних екологічних ризиків при поводженні з ними. Природні цеоліти довгий час використовуються для дезактивації забруднених вод, але їх застосування для селективного вилучення радіонуклідів лімітується низкою недоліків, пов'язаних із зниженням селективності при збільшенні мінералізації розчину, а також з оборотним характером сорбції радіонуклідів. Синтез композитних сорбентів на основі природних цеолітів з інкорпорованою сорбційно-активною неорганічною фазою розглядають як перспективний метод отримання недорогих сорбентів із високою селективністю по відношенню до певних радіонуклідів при їх адсорбції з високосольових розчинів. У роботі представлено результати синтезу композитного сорбенту для селективного видалення іонів цезію на основі клиноптилолітового туфу Сокирницького родовища (Україна) з інкорпорованою фазою фероціаніду калію-міді. Зразки природного і композитного клиноптилоліту були апробовані в якості сорбентів для селективного вилучення іонів цезію з модельних одно- і мультикомпонентних розчинів, які містили високі концентрації конкуруючих іонів натрію і калію. Показано, що мінералізація розчину істотно впливає на адсорбційні параметри природного клиноптилоліту, тоді як зразки композитного сорбенту демонструють високі адсорбційні параметри при сорбції іонів цезію з модельних мультикомпонентних розчинів з високим солевмістом. Доведено, що присутність фероціанідної фази призводить до збільшення селективності композитного сорбенту порівняно з природним клиноптилолітом, а також до посилення фіксації адсорбованих іонів цезію.*

***Ключові слова:*** *клиноптилоліт, композитний сорбент, фероціанід калію-міді, селективність, $^{137}Cs$, рідкі радіоактивні відходи*

**Вступ.** При експлуатації об'єктів атомної енергетики утворюються великі обсяги рідких радіоактивних відходів (РРВ), які становлять потенційну довгострокову екологічну небезпеку в зв'язку з високою питомою активністю, а також можливістю виходу радіоактивних продуктів у навколишнє середовище. Основним завданням поводження з РРВ є зниження їх об'єму і активності до досягнення залишкової активності рівня зняття з регулюючого контролю та переведення РРВ у твердий стан для подальшого захоронення у складі твердих радіоактивних відходів. Одним із методів, що були розроблені для цих цілей, є сорбційне вилучення радіонуклідів із застосуванням селективних сорбентів.

У багатьох лабораторіях світу проводиться розробка технології синтезу селективних сорбентів як органічної, так і неорганічної природи [1-4]. Основною перевагою неорганічних сорбентів є їх термічна і радіаційна стійкість, висока селективність при вилученні радіонуклідів із мультикомпонентних високосольових розчинів. Проте для успішного промислового впровадження сорбенти повинні мати такі додаткові переваги, як здатність забезпечити очистку великих обсягів забруднених вод та оптимальну вартість.

$^{137}Cs$ є довгоживучим техногенним радіонуклідом, який зумовлює основну активність РРВ, тому велика увага приділяється розвитку технологій його сорбційного вилучення. Серед сучасних неорганічних сорбентів із високою селективністю до іонів цезію широке застосування знайшли нерозчинні подвійні фероціаніди (ФЦ) перехідних металів [5, 6]. Однак нерозчинні ФЦ синтезують зазвичай у вигляді ультрадисперсних частинок, які малопридатні для практичного використання у зв'язку з їх низькою механічною міцністю і пептизацією. Щоб подолати ці недоліки, розробляють технології одержання композитних сорбентів шляхом інкорпорування фероціанідних частинок на/в тверді матриці, в якості яких використовують силікагелі, вуглецеві і полімерні волокна, полімерні гранули, а також природні цеоліти [7].

Природні цеоліти (клиноптилоліт, шабазіт, морденіт та ін.) з 50-х років XX століття використовують як дешеві сорбенти для вилучення радіонуклідів цезію, стронцію, кобальту, урану [8]. Найвідомішими прикладами масштабного використання цеолітів є дезак-

тивація рідких радіоактивних відходів, які утворилися в результаті ядерних аварій на «Трі-Майл-Айленд» АЕС (1979, США) [9], у Чорнобилі (1986, Україна) [10], «Фукусима-1» АЕС (2011, Японія) [11], для очищення РРВ АЕС Селлафілд (Великобританія) [8]. Однак, незважаючи на згадані приклади практичного застосування природних цеолітів, їх більш широке використання для очищення РРВ лімітується низкою недоліків, основними з яких є низька селективність у високомінералізованих розчинах, а також вимивання радіонуклідів при зберіганні відпрацьованих цеолітів [8, 12].

Дослідження останнього часу показали, що об'єднання корисних властивостей фероціанідної фази і природних цеолітів у складі композитних сорбентів дозволяє отримати різноманітні сорбційні матеріали, які характеризуються як високою селективністю до іонів цезію, так і хімічною і механічною стійкістю [13-17]. Так, у роботах [16, 17] представлено результати сорбції $^{137}Cs$ із слабомінералізованих розчинів (на основі водопровідної води) на композитні сорбенти з фероціанідною фазою. Зазначені сорбенти на основі природних цеолітів (клиноптилоліти) з різних родовищ (Шивертуйське, Холінське (Росія) і Дзегві (Грузія)) мають більш високі адсорбційні і кінетичні параметри, більш низькі значення десорбції радіонуклідів цезію, ніж природні клиноптилоліти. Автори також відзначили, що відмінності в складі цеолітів із різних родовищ приводять до варіювання сорбційних властивостей як самих клиноптилолітів, так і композитних сорбентів на їх основі.

У зв'язку з тим, що технологічні розчини об'єктів атомної енергетики характеризуються, як правило, високим солевмістом, актуальним завданням є дослідження сорбційної поведінки композитних сорбентів на основі природних цеолітів із використанням модельних розчинів із високим вмістом конкуруючих іонів натрію і калію.

**Метою** роботи було одержання композитного сорбенту на основі клиноптилолітового туфу Сокирницького родовища (Закарпаття, Україна) шляхом *in situ* осадження фази фероціаніду калію-міді на поверхню частинок породи і дослідження процесу сорбції іонів цезію на природні та композитні зразки з моно- і мультикомпонентних модельних розчинів із високим солевмістом.

**Матеріали і методи дослідження.** В експериментах використовували подрібнений клиноптилолітовий туф (КлТ) Сокирницького родовища з розмірами зерен 2,0 ÷ 3,0 мм. За даними [18], до складу КлТ Сокирницького родовища крім клиноптилоліту (більше 75 мас.%) входять також кварц (до 10%), польовий шпат (5-10%), монтморилоніт (5-10%), карбонати (до 3%) та слюди (1 - 3%). За результатами визначення Si/Al-відношення (Si/Al = 3,85-4,13) клиноптилоліт Сокирницького родовища віднесений авторами до цеолітів, що є проміжним між висококремнистим гейландитом (Si/Al = 3,5-4,0) і низькокремнистим клиноптилолітом (Si/Al = 4,0-4,5) [18].

Синтез композитного сорбенту здійснювали шляхом *in situ* осадженням шару фероціаніду калію-міді (ФЦ(К-Cu)) на поверхню зерен клиноптилолітового туфу за розробленою нами методикою [19]. Перед осадженням фероціанідної фази зразки КлТ були хімічно модифіковані в соляній кислоті.

Морфологію вихідних і композитних зразків досліджували за допомогою скануючого електронного мікроскопа (Jeol JSM-6490 LV) з енергодисперсійною приставкою INCA Wave (UK, Oxford), яку використовували для мікроаналізу. Перед дослідженням зразки напилювали платиною.

Інфрачервоні (ІЧ) спектри з перетворенням Фур'є записували за допомогою спектрометра Nicolet Nexus 470 у режимі повного внутрішнього відбиття (ПВВ, attenuated total reflection, ATR) без пробопідготовки за допомогою приставки ПВВ Smart Orbit (виробництво фірми Thermo Scientific), оптичний елемент – алмаз, кут падаючого променю $\theta=45°$. Діапазон 4000-400 см$^{-1}$, кількість сканів – 128, роздільна здатність – 4 см$^{-1}$. Фон записували відносно оптичного елементу без зразка.

Дослідження сорбції іонів стабільного цезію зразками природного і композитного КлТ з осадженим шаром фероціаніду калію-міді (КлТ-ФЦ (K-Cu)) проводили в статичних умовах. У ряд колб поміщали відповідні зразки (0,15 г), додавали 15 мл модельного розчину з початковою концентрацією іонів цезію $C_0$ і витримували заданий час. Розчин фільтрували через паперовий фільтр «синя стрічка» і визначали в ньому концентрацію цезію за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра (модель AA 8500, Nippon Jarrell Ash Co Ltd., Японія).

Адсорбцію цезію ($A_{Cs}$, мг/г) розраховували за формулою:

$$A_{Cs} = \frac{(C_0 - C_\tau)\cdot V}{m},$$

де $C_0$, $C_\tau$ – початкова і поточна концентрації цезію в досліджуваному розчині відповідно, мг/л; V – об'єм розчину, л; m – маса сорбенту, г.

Ефективність адсорбції, або ступінь вилучення цезію з розчину (E,%), визначали як:

$$E = \frac{C_0 - C_\tau}{C_0}\cdot 100$$

**Результати та обговорення.** У результаті синтезу композитного сорбенту на основі зерен КлТ з фазою фероціаніду калію-міді початковий зеленувато-сірий колір зерен змінився на темно-коричневий (рис.1).

Зображення зразків природного КлТ під скануючим електронним мікроскопом (СЕМ) показують щільні монолітні зерна, що складаються із зцементованих дрібних кристалів (рис. 2, а); після осадження фероціанідної фази композитні зерна зберігають свою монолітність (рис. 2, б).

Утворення фероціанідної фази на поверхні зерен КлТ підтверджується даними енергодисперсійного мікроаналізу. В енергодисперсійному спектрі елементів, що детектуються на поверхні зерна природного КлТ, присутні елементи, які характерні для алюмосилікату: Na, K, Ca, Si, Al, Fe та ін. (рис. 2, в-г). У спектрі елементів, що детектуються на поверхні композитного зерна, окрім вищезгаданих елементів є присутня також мідь; крім того, помітно підвищений вміст калію, що підтверджує наявність на поверхні зерен КлТ фероціаніду калію-міді (рис. 2, д-є).

Утворення фероціанідної фази на поверхні зерен КлТ підтверджується також даними ІЧ-Фурьє спектроскопії (рис. 3). ІЧ-спектри зразків природного (спектр 1) і композитного КлТ (спектр 2) містять смуги поглинання, характерні для клиноптилоліту. Смуги поглинання в області 3800-3400 $см^{-1}$ і при 1640 $см^{-1}$ належать валентним коливанням О-Н зв'язків гідроксильних груп на поверхні каркасу, валентним і деформаційним коливанням молекул цеолітної води. Інтенсивна широка смуга поглинання з максимумами при 1045 $см^{-1}$ і смуги в області 790-720 $см^{-1}$ належать асиметричним і симетричним валентним коливанням $Si(Al)O_4$ зв'язків відповідно [20]. У спектрі композитного зразка з'являється нова інтенсивна смуга при 2092 $см^{-1}$, що відповідає області валентних коливань C≡N групи, координованої з металом, що вказує на наявність комплексного іона $[Fe(CN)_6]^{4-}$ [21].

Процес сорбції іонів цезію на зразки природного КлТ та композити з фероціанідною фазою на основі природного і модифікованого КлТ вивчали з використанням модельних розчинів з однаковою концентрацією іонів Cs (150 мг/л або 1,13 ммоль/л) та близькими значеннями pH (~ 6-7). Розчини були підібрані так, щоб оцінити вплив вмісту іонів Na і K на сорбційні параметри досліджуваних зразків.

Перший розчин містить іони цезію – однокомпонентний за катіоном розчин. Другий і третій розчини містять разом з іонами цезію іони натрію (0,33 і 0,67 моль/л, відповідно). Четвертий розчин містить іони цезію, натрію (0,67 моль/л) і калію (0,07 моль/л). Результати адсорбції іонів цезію на зразки природного КлТ і зразки (КлТ-ФЦ (K-Cu)) після п'яти днів сорбції представлені на рисунках 4 і 5.

Можна бачити, що зразки природного КлТ ефективно зв'язують іони Cs; ефективність адсорбції з однокомпонентного розчину перевищує 99%, а $A_{Cs}$ досягає 14,3 мг/г. У другому і третьому розчинах, що містять іони Na, ефективність адсорбції зменшується від 80,5 до 68,0 % зі збільшенням концентрації іонів Na від 0,33 до 0,67 моль/л відповідно. У четвертому розчині, що містить іони Na і K, ефективність адсорбції іонів Cs значно падає до ~ 27,0 %, а значення адсорбції – до 3,6 мг/г.

Схожу поведінку показують композитні зразки, проте присутність у модельних розчинах іонів натрію і калію має менш виражений вплив на їх адсорбційні параметри. Можна бачити (рис. 5), що ефективність адсорбції іонів цезію з однокомпонентного розчину досягає ~ 99,3 %, а значення $A_{Cs}$ – 14,4 мг/г. Зі збільшенням концентрації іонів натрію в розчині до 0,67 моль/л ефективність адсорбції зменшується до ~ 92 %, а додаткове введення іонів калію призводить до зменшення адсорбції та ефективності адсорбції до ~ 12 мг/г та 83,0% відповідно.

а

б

**Рис.1.** Зерна природного КлТ Сокирницького родовища (а) та зерна композитного КлТ з фазою фероціаніду калію-міді (б).
**Fig.1.** Grains of natural clinoptilolite tuff of Sokyrnytsia deposite (a) and composite clinoptilolite tuff grains with potassium-copper ferrocyanide phase (b).

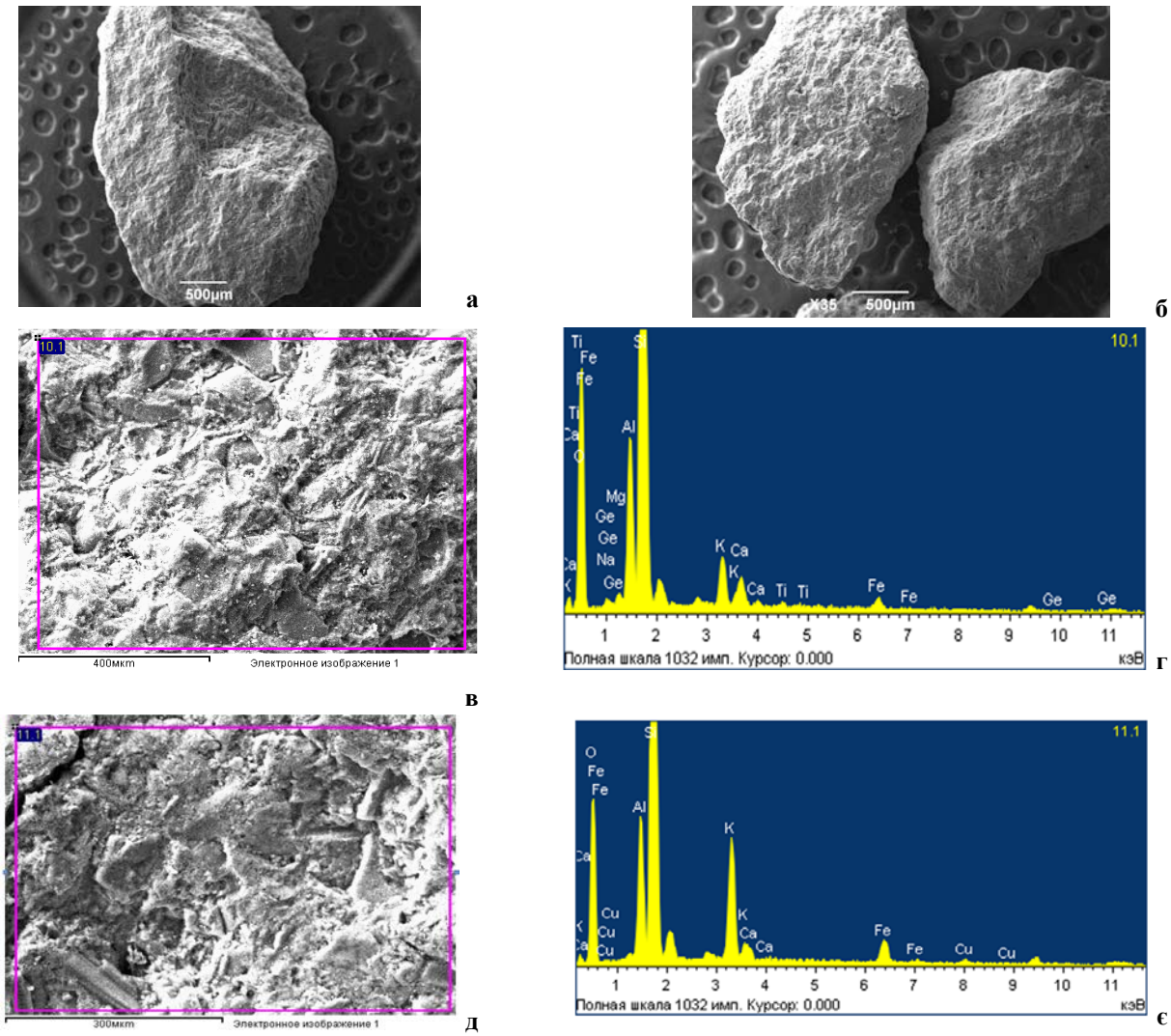



**Рис. 2.** СЕМ зображення зерен природного КлТ (а); композитного КлТ з фазою фероціаніду калію-міді (б); СЕМ зображення ділянки зерна природного КлТ (в) і енергодисперсійний спектр елементів (г); СЕМ зображення ділянки композитного зерна (д) і енергодисперсійний спектр елементів (є).

**Fig. 2.** SEM images of natural clinoptilolite tuff grain (a) and composite clinoptilolite tuff grains with K-Cu ferrocyanide phase (б); results of microanalysis of the surface's selected area of natural (в, г) and composite clinoptilolite tuff grains (д, є);

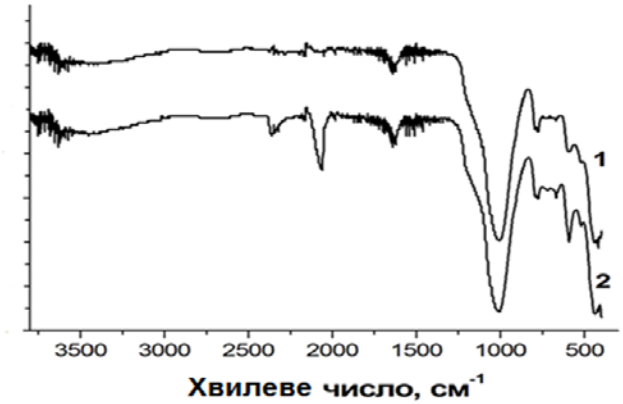



**Рис. 3**. ІЧ спектри зразків природного (1) композитного КлТ з фероціанідною фазою (2).

**Fig.3.** IR spectra of natural clinoptilolite tuff (1) and composite clinoptilolite tuff grains with K-Cu ferrocyanide phase (2).

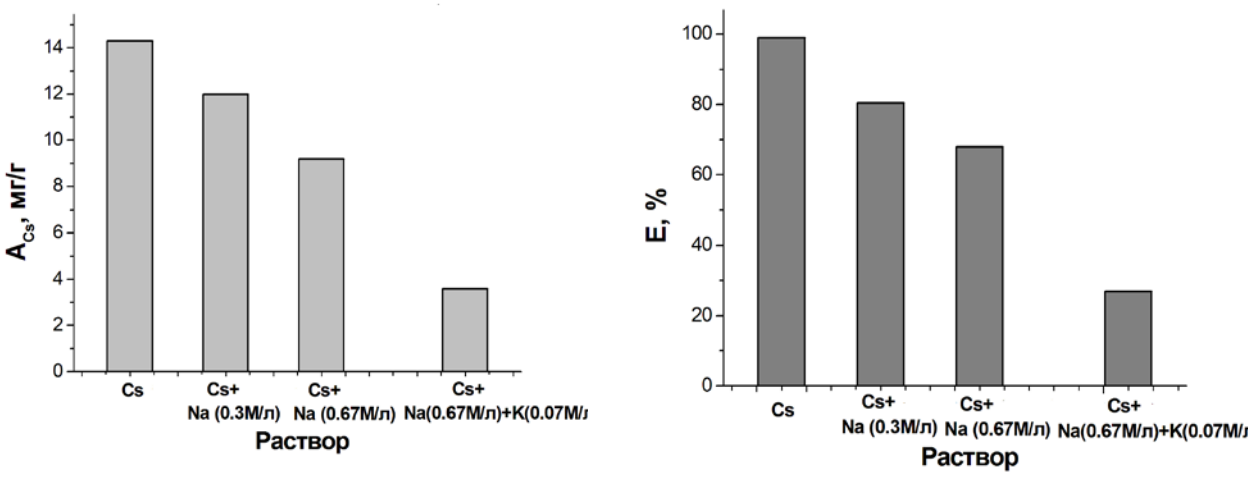



**Рис. 4.** Результати адсорбції іонів цезію на природний КлТ. $C_o$=1,13 ммоль/л; час сорбції 5 діб.
**Fig. 4.** Adsorption of cesium ions on natural clinoptilolite tuff . $C_o$=1,13 mmol/l; contact time 5 – days.

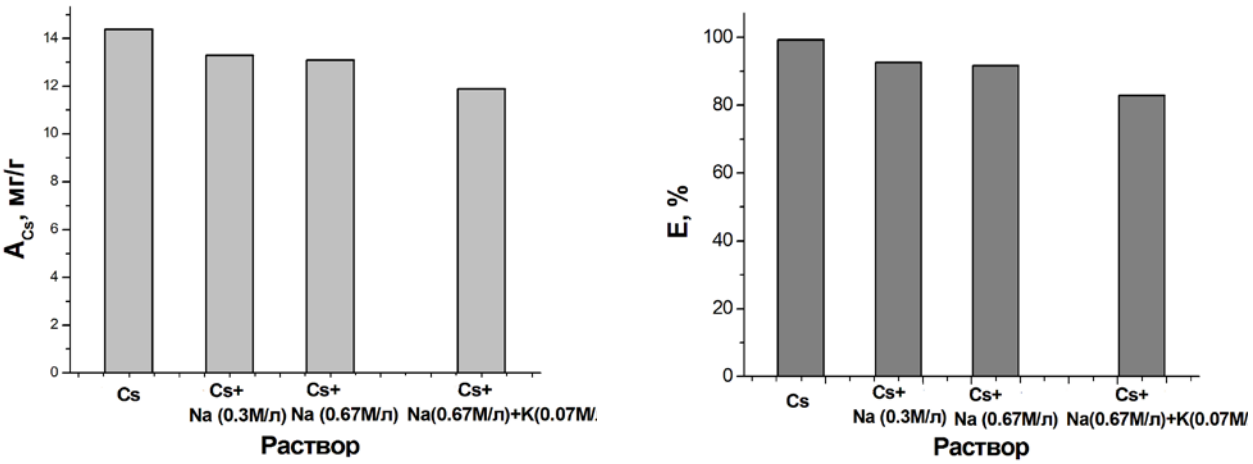



**Рис. 5.** Результати адсорбції іонів цезію на композитний КлТ з фероціанідною фазою. $C_o$=1,13 ммоль/л; час сорбції 5 діб.
**Fig. 5.** Adsorption of cesium ions on composite clinoptilolite tuff grains with K-Cu ferrocyanide phase. $C_o$=1,13 mM/l; contact time 5 – days.

Дослідження сорбції іонів Cs зразками природного КлТ Сокирницького родовища з модельних розчинів показали, що мінералізація розчину має істотний вплив на адсорбційні параметри природного КлТ, що узгоджується з літературними даними для природних клиноптилолітів з інших родовищ [16, 17, 22]. КлТ Сокирницького родовища показує високу ефективність адсорбції іонів Cs лише з низькомінералізованих розчинів.

Добре відомо, що фероціанідні сорбенти характеризуються високою селективністю до іонів цезію в присутності високих концентрацій іонів натрію, калію, кальцію, магнію та ін. Як було показано [19, 22], наявність у розчині іонів Na до 1 моль/л слабо впливає на їх адсорбційні параметри. Наприклад, коефіцієнти розподілу $^{137}Cs$ у розчинах 0,1 М і 1 М $NaNO_3$ для природного клиноптилоліту мали значення $2{,}5x10^3$ і 610 мл/г відповідно, а для композитного фероціанідного сорбенту на основі силікагелю з фазою фероціаніду калію-нікелю – $3{,}0x10^4$ і $2{,}5x10^4$ мл/г відповідно [22]. Автори деяких робіт відзначають, що на зменшення адсорбції іонів цезію як для КлТ, так і для фероціанідних сорбентів іони калію мають більш виражений ефект, ніж іони натрію [17, 23].

Отримані результати показують, що осадження фероціанідної фази на поверхню зразків КлТ Сокирницького родовища призводить до поліпшення їх адсорбційних параметрів порівняно із зразками природного КлТ при сорбції іонів цезію з мультикомпонентних розчинів із великим вмістом конкуруючих іонів натрію та калію. Висока селективність до іонів цезію синтезованих композитних зразків КлТ-ФЦ (KCu) свідчить, що основною селективно-сорбуючою фазою в композиті є не сам цеоліт, а осаджена фероціанідна фаза.

Одним із суттєвих недоліків клиноптилоліту в якості сорбенту для радіонуклідів, як зазначалося вище, є можливість неконтрольованої десорбції іонів

цезію. Дослідження десорбції іонів цезію було проведено за допомогою розчинів 0,5 М KCl і 0,1 М HCl. Результати показують (рис. 6), що після 24 годин із зразків природного КлТ із застосуванням сольового розчину було десорбовано ~ 40%, за допомогою кислотного ~ 8% адсорбованих раніше іонів цезію. Для композитного сорбенту КлТ–ФЦ(K-Cu) ефективність десорбції склала ~ 3,0% і 0,8% відповідно.

Отримані результати добре узгоджуються з даними роботи [24], в якій наведено значення десорбції $^{137}Cs$ з клиноптилоліту і фероціанідних сорбентів із використанням одномолярних розчинів KCl і HCl. Автори показали, що після 24 годин з клиноптилоліту за допомогою сольового розчину десорбується 73% і кислотного – 4,5% адсорбованих радіонуклідів. Для фероціанідних сорбентів десорбція не перевищувала 4,5% і 0,8% відповідно. Отримані результати по десорбції свідчать, що осадження фероціанідної фази на поверхню модифікованого КлТ призводить не тільки до збільшення селективності до іонів цезію при сорбції з високосольових розчинів, а й до посилення фіксації адсорбованих іонів.

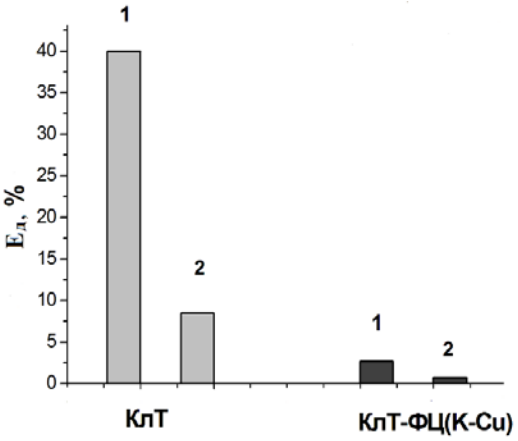



**Рис. 6.** Ефективність десорбції іонів цезію із зразків природного КлТ та композитного КлТ з фазою фероціаніду калію-міді з використанням розчинів 0,5 М KCl (1) і 0,1 М HCl (2). Час десорбції 1 доба, Т – 20 °С.

**Fig. 6.** Desorption efficiency of cesium ions from natural and composite clinoptilolite tuff grains with K-Cu ferrocyanide phase using 0,5 M KCl (1) and 0,1 M HCl (2) desorbing solutions. Time – 1 day, T – 20 °C

**Висновки:**

- Розроблено і реалізовано схему синтезу нового композитного сорбенту для селективного вилучення іонів Cs із забруднених вод шляхом *in situ* осадження шару фероціаніду калію-міді на поверхню гранул клиноптилолітового туфу Сокирницького родовища;
- Результати досліджень підтвердили формування фероціанідної фази на поверхні частинок породи у вигляді рівномірного шару;
- Дослідження сорбції іонів Cs зразками природного КлТ з одно- та мультикомпонентних модельних розчинів із високим вмістом іонів натрію і калію показали, що мінералізація розчину має істотний вплив на адсорбційні параметри природного КлТ. Водночас іони К більш виражено впливають на зменшення адсорбційних параметрів, ніж іони Na;
- Дослідження сорбції іонів Cs з модельних розчинів показали, що композитні зразки КлТ-ФЦ(K-Cu) мають високі адсорбційні параметри при сорбції іонів цезію з модельних розчинів із високим вмістом іонів натрію і калію;
- Висока селективність синтезованих композитних зразків КлТ-ФЦ (KCu) до іонів цезію свідчить, що основною селективно-сорбуючою фазою в композиті є осаджена фероціанідна фаза;
- Осадження фероціанідної фази призводить до збільшення селективності композитних зразків порівняно із зразками природного КлТ, а також до посилення фіксації адсорбованих іонів цезію;

Проведені дослідження дозволяють зробити висновок, що синтезований композитний сорбент на основі клиноптилолітового туфу з фероціанідною фазою - КлТ-ФЦ(K-Cu) представляє безперечний інтерес для практичного використання в процесах сорбційної очистки природних вод і технологічних розчинів від радіонуклідів цезію.

**Література**

1. Lehto J., Harjula R. Selective Separation of Radionuclides from Nuclear Waste Solutions with Inorganic Ion Exchangers. Radiochim. Acta. 1999. 86. p. 65 - 70.
2. Application of Ion Exchange Process for the treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers: IAEA-TECDOC -408. Vienna : IAEA, 2002. 114 p.
3. Мясоедова Г.В., Никашина В.А. Сорбционные материалы для извлечения радионуклидов из водных сред. Рос. хим. журнал. 2006. 50(5). с.55 - 63.
4. Бондарь Ю. В., Кузенко С. В., Сливинский В. М., Коромысличенко Т. И. Новые композитные волокна для очистки природных и сточных вод от радионуклидов цезия. Ядерна фізика та енергетика. 2017. 18(1). с. 106 - 114.
5. Тананаев И.В., Сейфер Г. Б., Харитонов Ю. Я. и др. Химия ферроцианидов. М.: Наука, 1971. 320 с.
6. Tusa E.H., Paavola A., Harjula R. et al. Industrial Scale Removal of Cesium with Hexacyanoferrate Exchanger - Process Realization and Test Run. Nucl. Technol. 1994. 107. p. 279 - 284.
7. Vincent T., Vincent C., Guibal E. Immobilization of Metal Hexacyanoferrate Ion-Exchangers for the Synthesis of Metal Ion Sorbents - A Mini-Review. Molecules. 2015. 20. p. 20582 – 20613.
8. Dyer A., Hriljac J., Evans N., et al. The use of columns of the zeolite clinoptilolite in the remediation of

aqueous nuclear waste streams. J. Radioanal. Nucl. Chem. 2018. 318 (3). p. 2473–2491.

9. Hofstetter K. J., Hitz C. G. The use of the submerged demineralizer system at Three Mile Island. Separ. Sci. Technol. 1983. 18. p. 1747- 1764.

10. Тарасевич Ю. И. Применение природных сорбентов в качестве дезактивирующих агентов при ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы. Химия и технология воды. 1996. 18 (2). с. 127- 131.

11. Lehto J., Koivula R., Leinonen H., et al. Removal of Radionuclides from Fukushima Daiichi Waste Effluents. Separ. Purific. Reviews. 2019. 48 (2). p.122 - 142.

12. Ярошенко К.К., Шабалін Б.Г., Колябіна І.Л., Бондаренко Г.М. Сорбція $^{90}$Sr і $^{137}$Cs з модельних розчинів рідких радіоактивних відходів природним та модифікованим цеолітами Сокирницького родовища. Геохімія техногенезу. 2019. 30(2). с. 308-313.

13. Mimura H., Kimura M., Akiba K., et al. Selective removal of cesium from sodium nitrate solutions by potassium nickel hexacyanoferrate-loaded chabazites. Sep. Sci. Technol. 1999. 34 (1). p. 17 - 28.

14. Kazemian H., Zakeri H., Rabbani M.S. Cs and Sr removal from solution using potassium nickel hexacyanoferrate impregnated zeolites. J. Radioanal. Nucl. Chem. 2006. 268 (2). p. 231 - 236.

15. Milyutin V., Kononenko O., Mikheev S., Gelis V. Sorption of cesium on finely dispersed composite ferrocyanide sorbents. Radiochemistry. 2010. 52 (3). p.281- 283.

16. Voronina, A.V., Blinova, M.O., Kulyaeva, I.O. *et al.* Sorption of cesium radionuclides from aqueous solutions onto natural and modified aluminosilicates. Radiochemistry. 2015. 57 (5). p. 522–529.

17. Voronina A.V., Kulyaeva I.O., Gupta D.K. Determination of the Parameters of Selective $^{137}$Cs Sorption onto Natural and Ferrocyanide-Modified Glauconite and Clinoptilolite. Radiochemistry. 2018. 60(1). p. 35–41.

18. Гречановская Е.Е. Метрика элементарной ячейки и Si/Al-отношение в цеолитах ряда гейландит — клиноптилолит Сокирницкого месторождения (Закарпатье, Украина). Мінерал. журн. 2010. 32 (4). с. 12 - 22.

19. Bondar Yu. , Kuzenko S., Han D-H. Development of novel nanocomposite adsorbent based on potassium nickel hexacyanoferrate-loaded polypropylene fabric. Nanoscale Res. Lett. 2014. 9. 180.

20. Pechar F., Rykl D. Infrared spectra of natural zeolites of the stilbite group. Chem. zvesti. 1981. 35(2). p. 189 - 202.

21. Накамото К.Инфракрасные спектры неорганических и координационных соединений. М.: Мир, 1991. 536 с.

22. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Харитонов О.В., Фирсова Л.А., Козлитин Е.А. Сорбционные технологии в современной прикладной радиохимии. Сорбционные и хроматографические процессы. 2016. 16( 3). с.313-322.

23. Popov V.E., Il'icheva N.S., Stepina I.A., et al. Influence of the potassium and ammonium ion concentrations on the selective sorption of $^{137}$Cs by illite and clinoptilolite. Radiochemistry. 2011. 53 (1). p. 97–102.

24. Didukh M. I., Lazaryev M. M. Use of natural minerals as sorbents of radiocaesium in agricultural production. Вісник ЖНАЕУ. 2015. 47 (1). с. 3 - 10.

**References**

1. Lehto J., Harjula R. (1999), *Radiochim. Acta*., 86: 65 - 70.

2. *Application of Ion Exchange Process for the treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers* : *IAEA-TECDOC -408*. (2002), IAEA, Vienna, 114 p.

3. Myasoedova, G. V., Nikashina, V. A. (2006), *Ros. him. zh*., L (5): 55-63. (Russ.).

4. Bondar Yu.V., Kuzenko S.V., Slivynskiy V.M. (2017), *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 18(1): 106 – 114 (Ukr).

5. Tananaev, I.V., Saifer, G.B., Kharitonov, Yu.Ya. et al. (1971), Ferrocyanide chemistry, Nauka, Moskva, 320 p. (Russ.).

6. Tusa E.H., Paavola A., Harjula R. et al. (1994), *Nucl. Technol*., 107: 279— 284.

7. Vincent T., Vincent C., Guibal E. *(2015), Molecules*, 20: 20582 – 20613. .

8. Dyer A., Hriljac J., Evans N., et al. (2018), *J. Radioanal. Nucl. Chem*., 318 (3): 2473–2491.

9. Hofstetter K. J., Hitz C. G. (1983), *Separ. Sci. Technol.*, 18: 1747— 1764.

10. Tarasevich Yu.I. (1996), *Himiya I tehnologiya vody*, 18 (2): 127— 131. (UA).

11. Lehto J., Koivula R., Leinonen H., et al. (2019), *Separ. Purific. Reviews*, 48 (2): 122— 142.

12. Yaroshenko K.K., Shabalin B.G., Koliabina I.L., Bondarenko G.M. (2019), *Geochemistry of Technogenesis*, 30 (2): 308-313. (UA).

13. Mimura H., Kimura M., Akiba K., et al. (1999), *Sep. Sci. Technol.* , 34 (1). p. 17— 28.

14. Kazemian H. , Zakeri H., Rabbani M.S. (2006), *J. Radioanal. Nucl. Chem*., 268 (2): 231- 236.

15. Milyutin V. , Kononenko O. , Mikheev S., Gelis V. (2010), *Radiochemistry*, 52 (3): 281- 283.

16. Voronina, A.V., Blinova, M.O., Kulyaeva, I.O. *et al. (2015), Radiochemistry*, 57 (5):522–529.

17. Voronina A.V., Kulyaeva I.O., Gupta D.K. (2018), *Radiochemistry*, 60 (1): 35–41.

18. Grechanovskaya, E.E. (2010), Mineral. Journ., 32 (4): 12-22. (UA)

19. Bondar Yu., Kuzenko S., Han D-H. (2014), *Nanoscale Res. Lett*., 9: 180 .

20. Pechar F., Rykl D. (1981), *Chem. zvesti*., 35(2): 189— 202.

21. Nakamoto K. (1978), *Infrared Spectra of Inorganic and Coordination Compounds*. Third ed, Wiley, New York.

22. Milyutin V.V., Nekrasova N.A., Haritonov O.V., et al. (2016), *Sorbtsionnye i khromatograficheskie protsessy*, 16 (3): 313-322. (Russ.).

23. Popov V.E., Il'icheva N.S., Stepina I.A.*et al.* (2011), *Radiochemistry*, 53 (1): 97–102.

24. Didukh, M. I., Lazaryev, M. M. (2010), *VZNAU*, 47 (1), pp.3-10. (UA)

**REMOVAL OF CESIUM IONS BY NATURAL CLINOPTILOLITE AND COMPOSITE ADSORBENT FROM HIGH-SALT SOLUTIONS**
***Yu. Bondar, S. Kuzenko***

**Yu. Bondar,** PhD (geol.-min.sci.), senior sci., State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID: 0000-0002-5511-1387, juliavad_peremoga@ukr.net
**S. Kuzenko,** Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID: 0000-0002-5511-1387

*The development of effective adsorbents for the selective removal of radionuclides from contaminated waters is a topical issue, the solution of which is necessary to reduce the amount of hazardous liquid radioactive waste and to improve safety of the waste management. Natural zeolites have been used for a long time for deactivation of contaminated water, however their wider application for selective removal of radionuclides is limited due to reducing of selectivity caused by increasing solution mineralization, as well as the reversible nature of the radionuclides' adsorption. Synthesis of composite sorbents based on natural zeolites with incorporated sorption-active inorganic phase is considered as a promising approach to fabricate inexpensive adsorbents with high selectivity to certain radionuclides. The paper presents the results on synthesis of a composite sorbent for the selective removal of cesium ions based on clinoptilolite tuff of the Sokyrnytsia deposit (Ukraine) with the incorporated potassium-copper ferrocyanide phase. Samples of natural and composite clinoptilolite tuff were tested for selective removal of cesium ions from single- and multicomponent model solutions with high content of competing sodium and potassium ions. Mineralization of the solution has been shown to have a significant influence on the adsorption parameters of natural clinoptilolite, while composite adsorbent samples demonstrated high adsorption parameters in sorption of cesium ions from model multi-component solutions with high salt content. The presence of the ferrocyanide phase has been proved to result in an increase in the selectivity of the composite adsorbent in comparison with the natural clinoptilolite samples, as well as in strengthening fixation of adsorbed cesium ions.*
***Keywords:*** *clinoptilolite, composite adsorbent, potassium-copper ferrocyanide, selectivity, $^{137}Cs$, liquid radioactive waste*

https://doi.org/10.15407/geotech2020.32.071
УДК 06

**Забулонов Ю.Л., Пугач О.В., Кисельов Ю.В., Одукалець Л.А., Буртняк В.М.**

**Забулонов Ю.Л.,** д.т.н., чл.-кор. НАН України, проф., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua
**Пугач О.В.,** м.н.с. Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0002-1378-3820, pav281082@gmail.com
**Кисельов Ю.В.,** к.т.н., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0003-3762-5875, rcfly412@gmail.com
**Одукалець Л.А.,** н.с., Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0003-2569-6406, laoduk@i.ua
**Буртняк В.М.,** к.т.н, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0003-1768-507X, burtn59@gmail.com

# ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОЙМ, ЗАБРУДНЕНИХ НАФТОПРОДУКТАМИ, ЗА ДОПОМОГОЮ СОРБЕНТУ РОЗШИРЕНОГО ГРАФІТУ

*Анотація. Розлив нафти є подією значного екологічного і соціального ризиків і відповідно вимагає оперативних дій в рамках надзвичайної ситуації. Вибір заходів по знешкодженню розливу відбувається в стресових умовах надзвичайного стану, в той же часнеобхідно гарантувати ефективність розроблених заходів, так як стало існує ризик, що невідповідність заходів може лише погіршити ситуацію. Зазвичай у подібних умовах спираються на попередній досвід, якій як зараз відомо довів ефективність використання сорбційних технологій, які використовують як нафтосорбенти- супергідрофобні та суперолеофільні матеріали. Одними з найкращих кандидатів на цю роль вважаються абсорбенти на основі вуглецю у вигляді розширеного/спученого/ексфольованого графіту. Таке рішення пояснюється його значною, порівняно з іншими абсорбентами ємністю відносно нафти, та нафтопродуктів і порівняно невеликої вартості, що робить можливим його використання на площах розливу в десятки і сотні квадратних кілометрів. Відповідно розробка доступної мобільної системи з промислового виробництва даного абсорбенту здатної синтезувати його безпосередньо на місці аварії є актуальним завданням. Нами створена компактна система яка здатна стабільно синтезувати шляхом термічного удару ексфольований графіт. Дана система разом з генератором живлення розміщується безпосередньо в мікроавтобусі і виробництво ексфольованого графіту може бути дуже швидко розгорнуте безпосередньо на місці аварійного розливу нафти, чи нафтопродуктів.Необхідність мобільності системи обумовлена широким географічним охватом місць де можливі розливи нафти: це і бурові платформи і аварії нафтоналивних танкерів та терміналів, а також нафтосховищ. Тобто це практично всі регіони України і світу, що ще раз підтверджує необхідність мобільної генерації даного абсорбенту зі значною селективністю особливо відносно важких марок нафти і нафтопродуктів.*

***Ключові слова:*** *абсорбент, графіт, ексфольований графіт, окислений графіт, нафта, нафтопродукти*

**Вступ.** Розлив нафти - це випадковий викид нафти з нафтових трубопроводів, танкерів , нафтових свердловин і т. п. Ці аварії є регулярними і відбуваються в будь якій частині Земної кулі. Так за даними Mishra S. [1] проведено аналіз обсягів викидів нафти з 1978 по 2021 роки. Результати аналізу наведено у вигляді графіку маси нафти, яка викинута головним чином у поверхневі (морські) води, (рис.1).

Можливо стверджувати, за цією вибіркою, що в середньому на рік відбувається викид близько 215034 тон нафти. Відповідно розробка заходів які здатні ефективно вилучати нафту з води є стало актуальна.

Одним з можливих напрямів ліквідації наслідків подібних аварій - розробка дешевих абсорбентів здатних ефективно адсорбувати значні обсяги нафти і нафтопродуктів в тому числі і важких марок нафти. Відповідно, такі сорбенти повинні мати значні гідрофобні властивості і одночасно мати суттєву олеофільність. Сучасний досвід свідчить [2–6], що одними з найбільш перспективних напрямів є створення технологій отримання порівняно дешевого абсорбційного матеріалу на базі розширеного /спученого/ ексфольованого графіту (ЕГ). ЕГ це неорганічний вуглецевий матеріал, що демонструє чудову стисливість, пружність та термічну стабільність [7]. Даний матеріал знаходить широкий спектр застосувань, в техніці - прокладки, утеплювачі, вогнетривкі композити, композити на основі смол та електроди [8, 9], а також завдяки своїй пористості як абсорбент. ЕГ – це екологічно чистий матеріал, що має низьку щільність та високу пористість, до того ж він легко утилізується. Завдяки своїй пористій структурі він працює як гарний адсорбент для ліквідації розливів нафти з високою сорбційною здатністю. Сорбційна здатність ЕГ з важкої нафти [4, 10, 11] може досягати більше 80 г на 1 г ЕГ [3, 4, 11, 12].

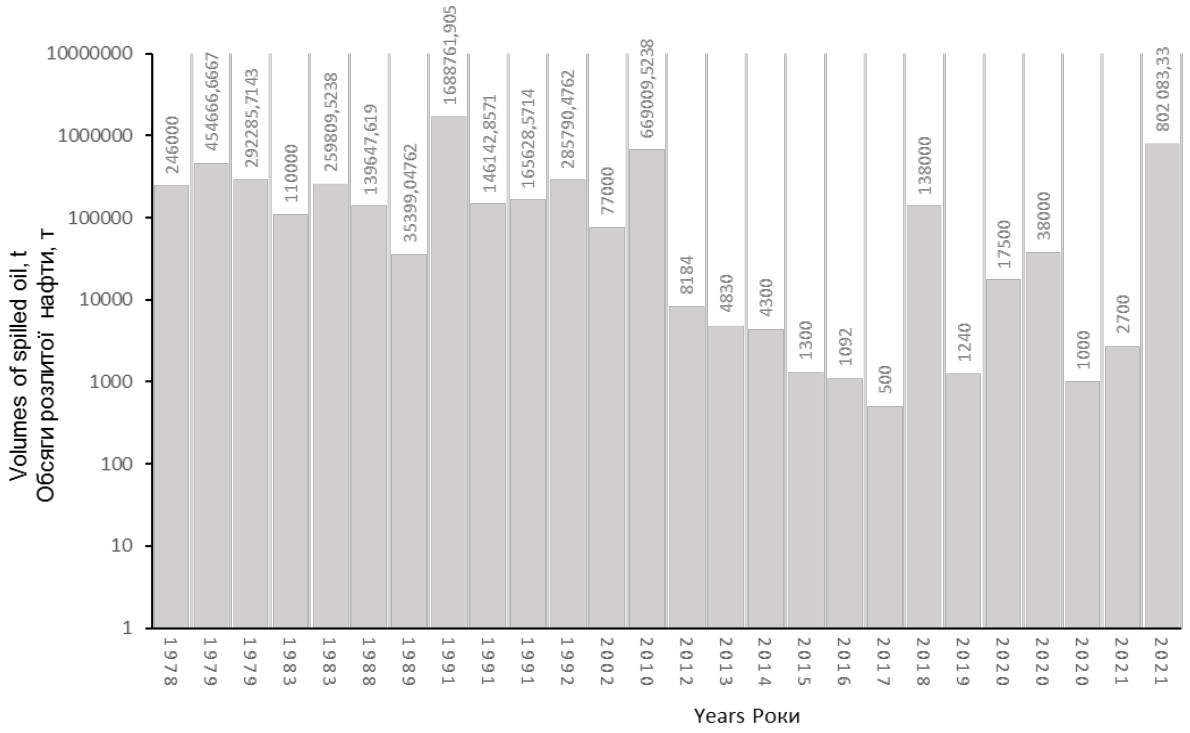



**Рис. 1.** Зведення головних великих розливів нафти у світі, які відбулися з 1978 по 2021 рр.
**Fig. 1.** Summary of the major major oil spills in the world, which occurred from 1978 to 2021.

Головними технологіями отримання ЕГ є термічна обробка інтеркольованого/окисненного графіту (тобто обробленого окисниками найчастіше $H_2SO_4$можливо у поєднанні з обробкою $K_2Cr_2O_7$ або $H_2O_2$то що)після сушки графіт піддається температурній обробці 600 – 1000 ºС, так званий термоудар [3, 13]. Можлива також хімічна обробка графіту шляхом його інтерколяції $H_2SO_4$ у поєднанні з $H_2O_2$ та сушці при майже кімнатній температурі в 30-60 ºС[6, 14]. Також можлива обробка інтеркольованого графіту в СВЧ опромінені мікрохвильового діапазону буквально в побутовій мікрохвильовій печі [15, 16]. Також можливе електрохімічне отримання ЕГ за рахунок проходження електролізу в середовищі де в якості електроліту використовується сильний окисник наприклад $H_2SO_4$ [7]. Існують і механічні способи отримання ЕГ наприклад шляхом перетирання шаровим млином графіту з $CaCO_3$ і наступною обробкою $CH_3COOH$[17], або обробка ультразвуком [18]. Також існують досліди з отримання ЕГ шляхом обробки інтеркольованого графіту плазмою електророзряду в середовищі інертних газів наприклад в аргоні [19].

Всі ці методи мають свої переваги і недоліки. Виробництво ЕГ з використанням сильних кислот ($HNO_3$,$H_2SO_4$, $HClO_4$) в якості інтерколюючого агента у поєднанні з перманганатом калію або персульфат амонію, чи перекисом водню як окиснювачами з наступним звичайним або мікрохвильовим нагріванням, чи навіть при кімнатній температурі має кілька недоліків:

1. Процес синтезу включає занадто багато складних стадій, які вимагають значної кількості хімікатів і часу для інтеркаляції, тобто необхідна обробка графіту більш ніж одним реагентом.
2. Необхідна значна кількість води для промивки.
3. Необхідна фаза сушіння.
4. Необхідна фаза термічного або мікрохвильового розширення.

Все це вимагає велику кількість хімікатів, часу, значного споживання води та енергії і т. ін.

Хоча пряме виготовлення ЕГ методом мікрохвильового опромінення або розширенням за кімнатної температури можливо, кінцевий продукт має відносно незначний вихідрозширеногографіту і разом з тим доволівисокий відсотокнерозширених залишків вихідного графіту. Також слід зазначити низький обсяг розшарування в ЕГ при кімнатній температурі. Подібні недоліки є і при застосуванні ультразвукової обробки, до того ж даний метод вимагає суттєвих витрат часу від 36 до 72 годин безперервної обробки однієї партії графіту. Це ж стосується і механічної обробки за допомогою шарового млина. Технологія плазмової обробки поки що знаходиться на рівні лабораторних досліджень. Відповідно ми можемо стверджувати, що на даний час існує лише одна промислово придатна технологія отримання ЕГ, не дивлячись на всі вищенаведені недоліки, це технологія термообробки інтеркольованого графіту.

**Результати роботи.** Враховуючи перспективність напряму створення промислових систем синтезу ЕГ в ДУ ІГНС НАН України було розроблено мобільну установку з виробництва ЕГ придатну до розміщення разом з генератором живлення у мікроавтобусі. Дане рішення забезпечує оперативність потрапляння ЕГ в перші години аварії, завдяки його синтезу безпосередньо на місці розливу. Дана установка також може бути легко розміщена на кораблі, або іншій платформі.

Вихідною сировиною для синтезу слугує інрекольований графіт (рис.2) компактний і зручний для транспортування і зберігання.

**Рис. 2.** Графітовий порошок (пластівці)
**Fig. 2.** Graphite powder (flakes)

**Рис. 3**. Схема дослідно-виробничої установки з терморозширення графіту
**Fig. 3.** Scheme of research and production installation of thermally expanded graphite
1-блок завантаження сировини (бункер); 2- блоку дозування (дозатора) 3-блок розширення (термореактор); 4- блок вивантаження за допомогою системи продування;6- корпусі.
1-block loading of raw materials (bunker); 2- dosing unit (dispenser) 3-expansion unit (thermoreactor); 4- unloading unit using a purge system, 6-housing.

В процесі обробки, графітові пластівці збільшуються в об'ємі від 200 до 400 разів, при цьому графіт зберігає характерні для нього властивості электро - і теплопровідності і хімічної стійкості.

Створена дослідно-промислова установка синтезу ЕГ має продуктивність 6-10 кг/год, при споживаній потужності 5 кВт/год. З економічної точки зору, при приблизно однакових абсорбційних спроможностях з гідрофобним базальтовим волокном яке виготовлене в Україні і коштує 20$ за 1кг, синтезований на даній установці ЕГ коштує в 2 - 3 рази дешевше. Схема установки наведена на (рис.3), розроблена технологія була впроваджена в КНР на дослідному виробництві порту Нінбо. Технологія захищена патентом України [20]. Розроблений агрегат працює наступним чином: у блок завантаження сировини (бункер) 1 подається графітовий порошок, який за допомогою дозатора 2 подається порціями і з заданою частотою, в розігрітий до 650-900оС блок розширення (термореактор) 3. Після розширений тепловим ударом графіт подається у блок вивантаження 4 за допомогою системи продування 5. Усі блоки скомпоновані в корпусі 6.

В процесі пусконалагоджувальних робіт були встановлені емпіричні залежності між температурою обробки насипною щільністю отриманого ЕГ і продуктивністю установки. Залежність насипної щільності від температури наведено у вигляді рівняння (1), а залежність продуктивності роботи установки від температури представлена рівнянням (2). Температура в процесі досліджень була в межах 650 - 900 $^{o}$C.

$$B_d=12-0,01\cdot t \quad (1)$$

де: B_d – насипна щільність, кг/м куб; t – температура, $^{o}$C; r (кореляція) – 0,995; $r^2$ (детермінація) – 0,985; p=0,0002

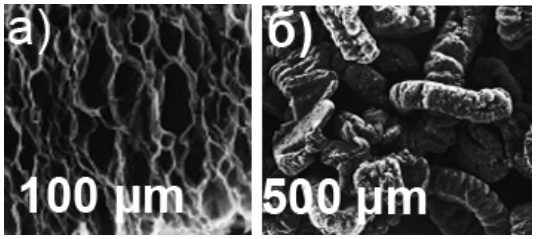
$$P=15-0,01\cdot t \quad (2)$$

де: P – продуктивність, кг/год; t – температура, $^{o}$C; r (кореляція) – 0,997; $r^2$ (детермінація) – 0,992; p=0,0003

Мікрофотографії одного із зразків ЕГ отриманого при 850 ºС графіту скануючим електронним мікроскопом показані на (рис. 4).

Отриманий ЕГ мав наступні характеристики щільність 0,002-0,005 г/см куб.; нафтомісткість50 – 78 г/г; нафтомісткість 5 - 7 г/см куб; водопоглинання майже відсуне (нижче за чутливість приладу).

Для спрощення визначення характеристик отриманого ЕГ від температури була побудована номограма зв'язку температури, насипної щільності і продуктивності розробленої установки. Номограма наведена на (рис.5).



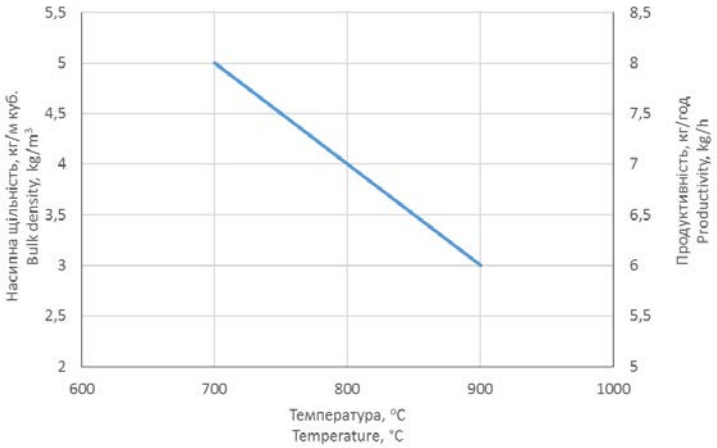




**Рис. 4** Мікрофотографії ЕГ: а) поперечний переріз частинок, б) червоподібний вид частинок.
**Fig. 4** EG photomicrographs: a) cross section of particles, b) worm-like type of particles

**Рис. 5** Номограма зв'язку температури, насипної щільності і продуктивності розробленої установки
**Fig. 5** Nomogram of communication of temperature, bulk density and productivity of the developed installation

**Висновки та обговорення**.

Нам вдалося досягти дрібнопромислових обсягів виробництва ЕГ на розробленій установці. Враховуючи складність транспортування ЕГ, як вантажу з надзвичайно низькою насипною щільністю, більш доцільним виглядає його синтез безпосередньо на місці аварії, що і забезпечує наша установка. Для відновлення водойм є можливість установки даної системи на плавучий засіб (човен, катер, платформа і так далі) і ліквідовувати розлив. Щоб ефективно видалити сорбент з нафтопродуктами з поверхні води, розроблені спеціальні мішки, в які завантажують ЕГ. Мішки виконані з матеріалу, принцип дії якого схожий з пароізоляційною плівкою або з гідрофобної тканини. Мішок з сорбентом вбирає нафтопродукти з мінімальною кількістю води. Після мішок віджимають за допомогою механічного пресу, відділяють нафту і утилізують або регенерують сорбент. Таким чином відокремлена нафта може йти на переробку. В результаті ця технологія відновлює водойму без втрати нафти або нафтопродуктів.

Враховуючи всі складності і особливості синтезу ЕГ шляхом термічного розширення доцільним є продовження пошуку технологій які забезпечать зменшення кількості необхідних для окиснення реагентів. Перспективним на нашу думку є попереднє окиснення графіту з застосуванням HClO4 у поєднанні з подальшою мікрохвильовою обробкою, приблизна потужність опромінення попередньо може знаходитись у межах 700 – 900 Вт, що не є проблематичним і фактично знаходиться в межах побутових СВЧ пічок.

**Скорочення**:

ЕГ - ексфольований графіт/розширений графіт;

EG - exfoliatedgraphite /expandedgraphite.

**Література:**

1. Mishra S. The emergence of nanotechnology in mitigating petroleum oil spills. Marine Pollution Bulletin. 2022. Vol. 178. P. 113609.

2. Oliver’s Yard Применение сорбентов при ликвидации разливов нефти. London : ITOPF, 2012. 12 с.

3. Inagaki M. Carbon materials for spilled-oil recovery. M. Inagaki, F. Kang, M. Toyoda, H. Konno. Advanced Materials Science and Engineering of Carbon. Elsevier, 2014. P. 313–334.

4. Inagaki M. Exfoliated graphite for spilled heavy oil recovery. 2001. Vol. 2, № 1. P. 8.

5. Rajakovic V. Efficiency of oil removal from real wastewater with different sorbent materials. Journal of Hazardous Materials. 2007. Vol. 143, № 1–2. P. 494–499.

6. Hou S. Exfoliated graphite blocks with resilience prepared by room temperature exfoliation and their application for oil-water separation. Journal of Hazardous Materials. 2022.

Vol. 424. P. 127724.

7. Kang F. Effect of preparation conditions on the characteristics of exfoliated graphite. Carbon. 2002. Vol. 40, № 9. P. 1575–1581.

8. Piperopoulos E. Carbon-based sponges for oil spill recovery. E. Piperopoulos, L. Calabrese, E. Mastronardo, [et al.]. Carbon Nanomaterials for Agri-Food and Environmental Applications. Elsevier, 2020. P. 155–175.

9. Ambika S. Eco-safe chemicothermal conversion of industrial graphite waste to exfoliated graphene and evaluation as engineered adsorbent to remove toxic textile dyes. Environmental Advances. 2021. Vol. 4. P. 100072.

10. Toyoda M. Sorption and recovery of heavy oils by using exfoliated graphite. Spill Science&Technology Bulletin. 2003. Vol. 8, № 5–6. P. 467–474.

11. Inagaki M. Recovery of heavy oil from contaminated sand by using exfoliated graphite. Desalination. 2004. Vol. 170, № 1. P. 77–82.

12. Olga V. R. Cleanup of water surface from oil spills using natural sorbent materials. Procedia Chemistry. 2014. Vol. 10. P. 145–150.

13. Inagaki M. Carbon materials in photocatalysis. M. Inagaki, F. Kang, M. Toyoda, H. Konno. Advanced Materials Scienceand Engineeringof Carbon. Elsevier, 2014. P. 289–311.

14. Hou S. Environment-friendly preparation of exfoliated graphite and functional graphite sheets. Journal of Materiomics. 2021. Vol. 7, № 1. P. 136–145.

15. Sykam N. Highly efficient removal of toxic organic dyes, chemical solvents and oils by mesoporous exfoliated graphite: synthesis and mechanism. Journal of Water Process Engineering. 2018. Vol. 25. P. 128–137.

16. Sykam N. Rapid synthesis of exfoliated graphite by microwave irradiation and oil sorption studies. Materials Letters. 2014. Vol. 117. P. 150–152.

17. Mendoza-Duarte J. M. Exfoliated graphite preparation based on an eco-friendly mechanochemical route. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2020. Vol. 8, № 5. P. 104370.

18. Chai L. A new strategy for the efficient exfoliation of graphite into graphene. New Carbon Materials. 2021. Vol. 36, № 6. P. 1179–1186.

19. Manning T. J. Synthesis of exfoliated graphite from fluorinated graphite using an atmospheric-pressure argon plasma. Carbon. 1999. Vol. 37, № 7. P. 1159–1164.

20. Пат. 47966 А Київ, Спосіб одержання розширеного графіту і пристрій для його здійснення В.П. Кисельов, Ю. В. Кисельов, В. В. Гоцуленко; дійсний з 15.07.02.

**References:**

**1.** 1. Mishra S. The emergence of nanotechnology in mitigating petroleum oil spills. Marine Pollution Bulletin. 2022. Vol. 178. P. 113609.

2. Oliver's Yard The use of sorbents in oil spill response. London : ITOPF, 2012. 12 p.

3. Inagaki M. Carbon materials for spilled-oil recovery. M. Inagaki, F. Kang, M. Toyoda, H. Konno. Advanced Materials Science and Engineering of Carbon. Elsevier, 2014. P. 313–334.

4. Inagaki M. Exfoliated graphite for spilled heavy oil recovery. 2001. Vol. 2, № 1. P. 8.

5. Rajakovic V. Efficiency of oil removal from real wastewater with different sorbent materials. Journal of Hazardous Materials. 2007. Vol. 143, № 1–2. P. 494–499.

6. Hou S. Exfoliated graphite blocks with resilience prepared by room temperature exfoliation and their application for oil-water separation. Journal of Hazardous Materials. 2022. Vol. 424. P. 127724.

7. Kang F. Effect of preparation conditions on the characteristics of exfoliated graphite. Carbon. 2002. Vol. 40, № 9. P. 1575–1581.

8. Piperopoulos E. Carbon-based sponges for oil spill recovery. E. Piperopoulos, L. Calabrese, E. Mastronardo, [et al.]. Carbon Nanomaterials for Agri-Food and Environmental Applications. Elsevier, 2020. P. 155–175.

9. Ambika S. Eco-safe chemicothermal conversion of industrial graphite waste to exfoliated graphene and evaluation as engineered adsorbent to remove toxic textile dyes. Environmental Advances. 2021. Vol. 4. P. 100072.

10. Toyoda M. Sorption and recovery of heavy oils by using exfoliated graphite. Spill Science & Technology Bulletin. 2003. Vol. 8, № 5–6. P. 467–474.

11. Inagaki M. Recovery of heavy oil from contaminated sand by using exfoliated graphite. Desalination. 2004. Vol. 170, № 1. P. 77–82.

12. Olga V. R. Cleanup of water surface from oil spills using natural sorbent materials. Procedia Chemistry. 2014. Vol. 10. P. 145–150.

13. Inagaki M. Carbon materials in photocatalysis. M. Inagaki, F. Kang, M. Toyoda, H. Konno. Advanced Materials Science and Engineering of Carbon. Elsevier, 2014. P. 289–311.

14. Hou S. Environment-friendly preparation of exfoliated graphite and functional graphite sheets. Journal of Materiomics. 2021. Vol. 7, № 1. P. 136–145.

15. Sykam N. Highly efficient removal of toxic organic dyes, chemical solvents and oils by mesoporous exfoliated graphite: synthesis and mechanism. Journal of Water Process Engineering. 2018. Vol. 25. P. 128–137.

16. Sykam N. Rapid synthesis of exfoliated graphite by microwave irradiation and oil sorption studies. Materials Letters. 2014. Vol. 117. P. 150–152.

17. Mendoza-Duarte J. M. Exfoliated graphite preparation based on an eco-friendly mechanochemical route. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2020. Vol. 8, № 5. P. 104370.

18. Chai L. A new strategy for the efficient exfoliation of graphite into graphene. New Carbon Materials. 2021. Vol. 36, № 6. P. 1179–1186.

19. Manning T. J. Synthesis of exfoliated graphite from fluorinated graphite using an atmospheric-pressure argon plasma. Carbon. 1999. Vol. 37, № 7. P. 1159–1164.

20. Pat. 47966 A Kyiv, Method for production of expanded graphite and apparatus for its realization Kiselyov V.P., Kiselyov Yu.V., Gotsulenko V.V.; assigned 15.07.02.

**RESTORATION OF WATER BODIES POLLUTED WITH REFINED PRODUCTS USING EXTENDED GRAPHITE SORBENT**

***Yu. Zabulonov, O. Puhach, Yu. Kyseliov, L. Odukalec, V. Burtniak***

**Y. Zabulonov**, D.Sc, Corresponding Member NAS of Ukraine, Prof., State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0002-4517-9927, Zabulonov@nas.gov.ua
**O. Puhach**, Junior Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0002-1378-3820, pav281082@gmail.com
**Yu. Kyseliov**, Ph.D., State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-3762-5875, rcfly412@gmail.com
**L. Odukalec**, Researcher, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-2569-6406, laoduk@i.ua
**V. Burtniak**, Ph.D., State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0003-1768-507X, burtn59@gmail.com

*The oil spill is an event of significant environmental and social risks and therefore requires prompt action in an emergency. The choice of measures to neutralize the spill occurs in a stressful state of emergency, at the same timeneed to ensure the effectiveness of the developed measures, as there is always a risk that non-compliance with measures can only worsen the situation. Usually in such conditions are based on previous experience, which is now known to prove the effectiveness of the use of sorption technologies, which are used as oil sorbents – super hydrophobic and super lyophilic materials. Carbon-based absorbents in the form of expanded / expanded / exfoliated graphite are considered to be one of the best candidates for this role. This decision is due to its significant, compared to other absorbents capacity for oil and petroleum products and relatively low cost, which makes it possible to use in spill areas of tens and hundreds of square kilometers. Accordingly, the development of an affordable mobile system for the industrial production of this absorbent capable of synthesizing it directly at the accident site is an urgent task. We have created a compact system that is able to stably synthesize exfoliated graphite by thermal shock. This system together with the power generator is placed directly in the minibus and the production of exfoliated graphite can be very quickly deployed directly at the site of an emergency oil spill or petroleum products. The need for system mobility is due to the wide geographical coverage and terminals, as well as oil storage facilities. That is, it is almost all regions of Ukraine and the world, which once again confirms the need for mobile generation of this absorbent with significant selectivity, especially for heavy brands of oil and petroleum products*

***Keywords:*** *absorbent, graphite, exfoliated graphite, oxidized graphite, oil, petroleum products*

https://doi.org/10.15407/10.15407/geotech2021.33.100
УДК 621.039.546

**Рудичев Є.В., Ольховик Ю.О.**

**Рудичев Є.В.**, к.ф-м.н., с.н.с., Національний науковий центр «Харківський фізико-технічний інститут», Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна, ORCID:0000-0002-1453-2062, rudychev@kipt.kharkov.ua
**Ольховик Ю.О.**, д.т.н., завідувач відділу, Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», ORCID:0000-0001-5653-2370, yolkhovyk@ukr.net

# РАДІАЦІЙНО-ЗАХИСНІ ВЛАСТИВОСТІ УПАКОВКИ ДЛЯ КОНДИЦІЮВАННЯ СОЛЬОВОГО ПЛАВУ АЕС УКРАЇНИ

*З огляду на невирішеність проблеми поводження з рідкими радіоактивними відходами АЕС України з реакторами ВВЕР зазначено, що сучасний рівень наукових доробок дає підстави для створення технології захоронення сольового плаву (СП) без його переробки. Оскільки потужність експозиційної дози (ПЕД) для бочок із СП може помітно перевищувати значення 5 мЗв/год, розглянуто радіаційно-захисні властивості гіпотетичної упаковки для кондиціювання сольового плаву, утвореної шляхом розміщення радіоактивних відходів (РАВ) у залізобетонному контейнері та їх іммобілізації.Моделювання потужності експозиційної дози здійснювалося за допомогою програмного комплексу PHITS (Японія). Розрахунки виконано для упаковки у складі 4 бочок із СП, розміщених в універсальному захисному контейнері (УЗЗК). Розглянуто варіанти із різними радіонуклідним складом СП, обумовленим тривалістю витримки АВ – від 100% 137Cs до 137Cs-65%, 134Cs-15%, 60Co-20%. Питома концентрація радіонуклідів приймалася від 5E7 до 1E9 Бк/кг. Також розглянуто 2 варіанти заповнення пустот: перший варіант передбачає заповнення пустот продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу із соленаповненням 25%, тоді як другий варіант включення радіоактивних солей у лужний цемент не передбачав.Виконані розрахунки показали прийнятність запропонованого кондиціювання сольового плаву шляхом формування упаковки у складі 4 контейнерів типу КРО-200, універсального залізобетонного контейнера УЗЗК ТУ У 29.2-26444970-005 і заповнення пустот продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу із соленаповненням 25% з точки зору радіаційно-захисних властивостей.Необхідною умовою для реалізації практичних заходів з кондиціювання сольового плаву, накопиченого в сховищах АЕС з реакторами ВВЕР, з наступною передачею на захоронення стали відповідні зміни у ОСПУ-2005 у частині класифікації СП і віднесення його до твердих РАВ*

***Ключові слова:*** *сольовий плав, кондиціювання, лужний цемент, потужність експозиційної дози, упаковка для захоронення.*

Ситуація, що склалася із поводженням із так званим «сольовим плавом» (СП) на АЕС з реакторами ВВЕР в Україні, останнім часом привертає все більше уваги як фахівців, так і громадськості. Це пов'язано із постійним накопиченням зазначених радіоактивних відходів у сховищах АЕС, близької до вичерпання проектної потужності сховищ АЕС для зберігання СП, та відсутністю будь-яких дій оператора АЕС щодо розробки науково і економічно обґрунтованого вирішення зазначеної проблеми, хоча реалізація заходів щодо подальшого поводження з СП була і залишається нагальною потребою галузевого рівня.

З огляду на специфічні фізико-хімічні властивості СП ця речовина підлягає обов'язковому кондиціюванню, що включає в себе операції з підготовки радіоактивних відходів для перевезення, зберігання та захоронення. Кондиціювання може здійснюватися шляхом розміщення РАВ у контейнері та їх іммобілізації.

Аналіз публікацій щодо можливих способів кондиціювання СП з метою забезпечення безпеки його захоронення [1] приводить до висновку, що сучасний рівень наукових доробок дає підстави для створення технології захоронення сольового плаву без його переробки. Застосування ізолюючого геополімерного бар'єру є основною умовою формування на базі універсального залізобетонного контейнера УЗЗК (ТУ У 29.2-26444970-005) упаковки для безпечного і екологічно прийнятного захоронення сольового плаву у приповерхневих сховищах [1].

З огляду на необхідність забезпечення безпеки персоналу при зберіганні і транспортуванні такої упаковки необхідна оцінка притаманних їй радіаційно-захисних властивостей, оскільки ПЕД для бочок із СП може помітно перевищувати значення 5 мЗв/год [2].

Моделювання потужності експозиційної дози здійснювалося за допомогою програмного комплексу PHITS (Японія) [3].

Технічні характеристики контейнера УЗЗК наведено у таблиці. 1, а схема розташування заповнених СП 4 циліндричних контейнерів об'ємом 200 л із позначенням відстані між ними всередині контейнера

УЗЗК зображена на рис. 1. Також на рис. 2 та 3 представлено розташування детекторів, тобто областей простору, де безпосередньо розраховувались потужності експозиційної дози.

**Таблиця 1.** Технічні характеристики контейнера УЗЗК
**Tabl.1** Characteristics of the UZZK container

| | |
|---|---|
| Габаритні розміри контейнера, мм | 1950×1950×1505 |
| Внутрішні розміри контейнера, мм | 1500×1500×1000 |
| Габаритні розміри кришки, мм | 1580×1580×200 |
| Маса порожнього контейнера, т | 8,0 |
| Маса кришки, т | 1,2 |
| Товщина стінок, мм | 200 |
| Марка бетону | B40W6-8P200 |
| Густина бетону, кг/м$^3$ | 2300 |

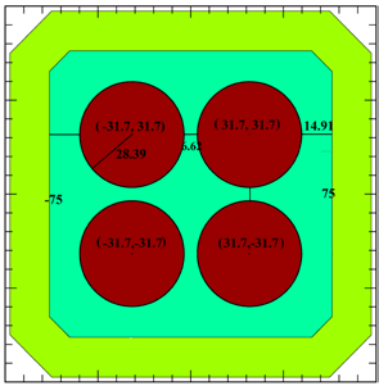



**Рис. 1.** Схема розташування 4 циліндричних контейнерів об'ємом 200 л із позначенням відстані між ними всередині контейнера УЗЗК
**Fig. 1.** Scheme of placing of 4 cylindrical 200-litre containers with indication of the distance between them inside the UZZK container

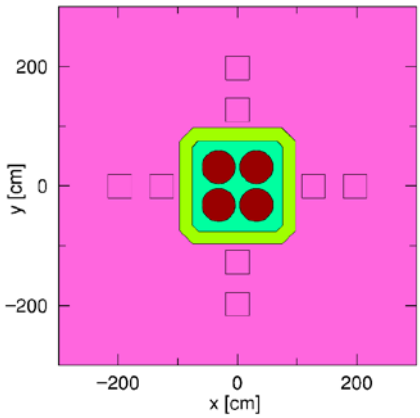



**Рис. 2.** Схема УЗЗК з розташуванням детекторів розріз у площині Z на висоті 100 см
**Fig. 2.** Scheme of the UZZK container with detectors. Section in the Z plane at a height of 100 cm

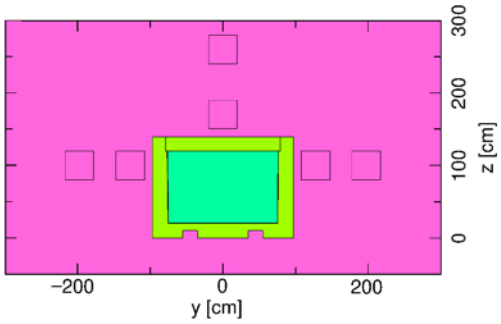



**Рисунок 3.** Схема УЗЗК з розташуванням детекторів розріз у площині X на X=0
**Fig. 3.** Scheme of the UZZK container with detectors. Section in the X plane at X = 0

У моделі враховувались 4 металеві бочки зі сталі товщиною 3,9 мм, які заповнені сольовим плавом з густиною 2,0 кг/дм$^3$ і розташовані у середині УЗЗК. Залишок внутрішнього простору було заповнено матеріалом лужного цементу (див рис. 1), де розглянемо 2 варіанти: перший варіант передбачає заповнення пустот продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу із соленаповненням 25%, тоді як другий варіант включення радіоактивних солей у лужний цемент не передбачав.

При розрахунках дози на стінках УЗЗК детектори розташовані на висоті 100 см на відстані 30 см та 1 м від стінок контейнеру та на відстані 30 см та 1 м від кришки контейнеру. Детектори представлені у вигляді кубічних об'ємів 40×40×40 см, і доза розраховується як середнє значення потужності експозиційної дози у цих об'ємах.

Беручи до уваги, що СП почав утворюватися на АЕС України з 1987 року, виконано декілька варіантів розрахунків з огляду на відмінність у радіонуклідному складі «свіжого» і «витриманого» сольового плаву внаслідок помітної різниці у швидкості напіврозпаду основних радіонуклідів.

**Таблиця 2.** Характеристика основних радіоізотопів, присутніх у СП
**Table 2.** Characteristics of the main radioisotopes present in the salt melt

| Ізотоп | Середня енергія γ-кванта, Мев | Період напіврозпаду, роки |
|---|---|---|
| $^{137}$Cs | 0,66 | 30 |
| $^{134}$Cs | 0,70 | 2,06 |
| $^{60}$Co | 1,25 | 5,27 |

Слід відзначити можливість значних варіацій щодо питомої активності СП і співвідношення радіонуклідів подільного ($^{137}$Cs, $^{134}$Cs) і корозійного ($^{60}$Co) генезису, що обумовлюється індивідуальними особливостями режиму експлуатації. При розрахунках ми користувалися даними щодо радіонуклідного складу СП, наведеними у [2,4,5].

Усього виконано 4 варіанти розрахунків, які охоплюють можливі діапазони питомої активності і ізотопного складу, притаманні реальному СП, що утворюється на АЕС.

**Варіант 1**. Ізотопний склад СП - 100% Cs-137, питома активність 5Е7 Бк/кг.

а) Сумарна активність СП у 4 бочках складає 6,5Е10 Бк, пустоти усередині УЗЗК заповнені лужним цементом з густиною 2,3 кг/дм$^3$. У такому разі ПЕД від кришки складає 2,38 мкЗв/год і 1,2 мкЗв/год на відстані 30 см і 100 см відповідно. Для бокових стінок УЗЗК ПЕД складає 1,26 мкЗв/год і 0,68 мкЗв/год на відстані 30 см і 100 см відповідно.

б) Сумарна активність СП у 4 бочках складає 6,5Е10 Бк, пустоти усередині УЗЗК заповнені продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу густиною 2,3 кг/дм$^3$ із соленаповненням 25% (800 кг солей) сумарною активністю 4,0Е10 Бк. Для цієї упаковки ПЕД від кришки складає 34,14 мкЗв/год і 17,91 мкЗв/год на відстані 30 см і 100 см відповідно, тоді як для бокових стінок УЗЗК ПЕД складає 22 мкЗв/год і 9,78 мкЗв/год на відстані 30 см і 100 см.

**Варіант 2**. Базуючись на результатах вимірювань активності реальних зразків СП, отриманих у 1991-1992 роках на ХАЕС [2], розраховано величини ПЕД у разі наступного ізотопного складу: 75,2% Cs-137, 24% Cs-134, 0,8% Co-60 і сумарній питомій активності 6,65Е7 Бк/кг.

а) Активність сольового плаву у 4 бочках складає 8,65Е10 Бк, пустоти усередині УЗЗК заповнені лужним цементом з густиною 2,3 кг/дм$^3$.

б) Активність сольового плаву у 4 бочках складає 8,65Е10 Бк (1300кг), пустоти усередині УЗЗК заповнені продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу густиною 2,3 кг/дм$^3$ із соленаповненням 25% (800 кг солей) сумарною активністю 5,33Е10 Бк. Розраховані значення ПЕД наведено у таблиці 3.

**Варіант 3**. Згідно з даними [5], доля Co-60 у сумарній активності свіжого СП може досягати до 20%, тому розраховано величини ПЕД у разі наступного ізотопного складу: 65% Cs-137, 15% Cs-134, 20% Co-60 і питомій активності 6,65Е7 Бк/кг. Як і в попередніх варіантах виконано розрахунки у разі заповнення пустот чистим лужним цементом та продуктом кондиціювання кубового залишку з аналогічним ізотопним складом (таблиця 3).

**Варіант 4.** Необхідно зазначити, що згідно роботи [4], питома активність сольового плаву може досягати екстремальних значень $10^9$ Бк/кг, тобто у 15 разів більше, ніж у вищенаведених розрахунках, і якщо брати найбільш небезпечний його склад, а саме 65% Cs-137, 15% Cs-134, 20% Co-60, то отримано наступні результати:

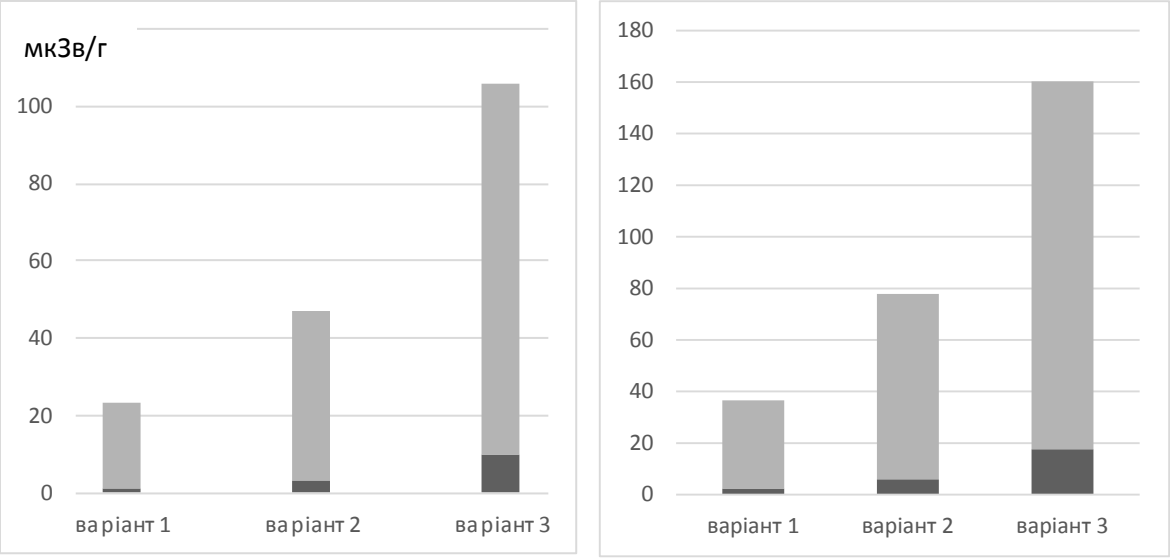
а) Сумарна активність СП у 4 бочках складає 1,3Е12 Бк. У разі заповнення пустот усередині УЗЗК чистим лужним цементом з густиною 2,3 кг/дм$^3$ максимальні значення ПЕД від кришки і від бокової стінки на відстані 30 см не перевищують 265 мкЗв/год і 144,25 мкЗв/год відповідно, що відповідає нормам безпечного перевезення радіоактивних матеріалів. Водночас у разі заповнення пустот упаковки продуктом кондиціювання кубового залишку з аналогічним ізотопним складом розраховане значення ПЕД на відстані 30 см від кришки складає 2138 мкЗв/год, що неприйнятно з точки зору безпеки зберігання і транспортування (таблиця 3). Вимога неперевищення ПЕД 2 мЗв/год накладає жорстке обмеження на питому активність СП, яка для зазначеного ізотопного складу не повинна перевищувати 9,3Е8 Бк/кг.

Помітно, що незважаючи на те, що більша частина активності зосереджена у бочках всередині залізобетонного контейнера, значення ПЕД як для кришки, так і для бокової стінки переважно визначаються активністю, розподіленою в об’ємі лужного цементу, який заповнює пустоти упаковки (рис.4).

**Таблиця 3.** Розрахована потужність дози упаковки із сольовим плавом, мкЗв/год (кришка/бокова стінка)
**Table 3.** Calculated dose rate of the package with salt melt, μSv / h (lid / side wall)

| Відстань, см | Ізотопний склад сольового плаву, % | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | $^{137}$Cs - 100 | | $^{137}$Cs-75,2 $^{134}$Cs-24 $^{60}$Co-0,8 | | $^{137}$Cs-65 $^{134}$Cs-15 $^{60}$Co-20* | |
| | *Соленаповнення,%* | | | | | |
| | *0* | *25* | *0* | *25* | *0* | *25* |
| 30 | 2,38 / 1,26 | 34,14 / 22 | 5,93 / 3,11 | 71,93 / 43,8 | 17,67 / 9,62<br>***265 / 144,2*** | 142,6 / 96,05<br>***2138/1441*** |
| 100 | 1,2 / 0,68 | 17,91 / 9,78 | 2,88 / 1,64 | 37,52 / 19,26 | 8,27 / 4,85<br>***124,1/72,8*** | 72,87 / 42,99<br>***1093/644,9*** |

* - курсивом наведено розрахункові дані для питомої активності $10^9$ Бк/кг




а б

**Рис. 4.** Розраховані значення ПЕД на відстані 30 см. А – бокова стінка, Б – кришка
**Fig. 4.** Calculated EDR values at a distance of 30 cm, μSv/h. A – side wall, B – cover

Таким чином, виконані розрахунки показали прийнятність запропонованого кондиціювання сольового плаву шляхом формування упаковки у складі 4 контейнерів типу КРО-200, універсального залізобетонного контейнера УЗЗК ТУ У 29.2-26444970-005 і заповнення пустот продуктом кондиціювання кубового залишку у вигляді лужного цементу із соленаповненням 25% з точки зору радіаційно-захисних властивостей.

З огляду на зміни у ОСПУ-2005 у частині класифікації СП і віднесення його до твердих РАВ [6], представлені результати свідчать про можливість імплементування реальний дій і заходів, спрямованих на звільнення заповнених сольовим плавом сховищ АЕС з передачею кондиційованого продукту на захоронення.

**Література**

1. Ю.О. Ольховик Перспективні схеми кондиціювання рідких радіоактивних відходів АЕС України. Ядерна енергетика та довкілля. 2020. №3(18). С.48 – 56. doi:10.31717/2311-8253.20.3.6
2. Я.А. Жигалов, В.А Пшеничний. Визначення коефіцієнта ослаблення потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання матеріалом оболонки циліндричних контейнерів для тимчасового зберігання рідких радіоактивних відходів. Ядерна та радіаційна безпека. 2014. №1. С. 34-44.
3. Iwase H., Niita K., Nakamura T. Development of general-purpose particle and heavy ion transport Monte-Carlo code. J. Nucl. Sci. and Technol. 2002. V.39. p. 1142-1151. doi.org/10.1080/18811248.2002.9715305
4. С.В. Росновский, С.К. Булка Методология кондиционирования отвержденных радиоактивных отходов с применением контейнеров НЗК с хранением в легких хранилищах ангарного типа. Сборник трудов 8-й Международ-

ной научно-технической конференции "Обеспечение безопасности АЭС с ВВЭР" (28-31 мая 2013 г., ОАО ОКБ "ГИДРОПРЕСС") [Електронний ресурс] URL: http://www.gidropress.podolsk.ru/files/proceedings/mntk2013/autorun/article136-ru.htm

5. Rudychev V.G., Azarenkov N.A., Girka I.O., Rudychev D.V., Rudychev Y.V Combined calculation of radiation from large-sized ground RW storage facilities on the basis of Monte-Carlo method. Problems of Atomic Science and Technology. 2019. #5, p. 69-74.

6. Наказ МОЗ України від 17.12.2020 № 2935 "Про внесення змін до Основних санітарних правил забезпечення радіаційної безпеки України"

**References**

1. Y. Olkhovyk (2020). Yaderna enerhetyka ta dovkillya. V 3(18). pp. 48-56

2. Y.A. Zhyhalov, V.A Pshenychnyy (2014). Yaderna ta radiatsiyna bezpeka. V 1. pp. 34-44

3. Iwase H., Niita K., Nakamura T. Development of general-purpose particle and heavy ion transport Monte-Carlo code. J. Nucl. Sci. and Technol. 2002. V.39. p. 1142-1151.

4. S.V. Rosnovskiy, S.K. Bulka (2013). Available at: http://www.gidropress.podolsk.ru/files/proceedings/mntk2013/autorun/article136-ru.htm

5. V.G.Rudychev, N.A Azarenkov., I.O. Girka, D.V. Rudychev, Y.V. Rudychev. Problems of Atomic Science and Technology (2019). 5. pp. 69-74.

6. Order of the Ministry of Health of Ukraine dated 17.12.2020 № 2935 "On Amendments to the Basic Sanitary Rules for Radiation Safety of Ukraine"

**RADIATION AND PROTECTIVE PROPERTIES OF CONTAINERS FOR NPPS' SALT MELT CONDITIONING IN UKRAINE**

***Y. Rudychev, Yu. Olkhovyk***

**Y. Rudychev**, PhD (Physics and Mathematics), Senior Researcher, National Science Center "Kharkiv Institute of Physics and Technology", V.N. Karazin Kharkiv National University, Kharkiv, Ukraine, ORCID:0000-0002-1453-2062, rudychev@kipt.kharkov.ua

**Yu. Olkhovyk**, D.Sc. (Technical Sciences), Head of Department, State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of National Academy of Sciences of Ukraine», ORCID:0000-0001-5653-2370, yolkhovyk@ukr.net

*Considering that the problem of liquid radioactive waste management of Ukrainian nuclear power plants with WWER reactors is still unresolved, it is noted that the current level of scientific achievements provides grounds for creating a technology for the salt melt (SM) disposal without its processing. Since the exposure dose rate (EDR) for barrels with SM can significantly exceed the value of 5 mSv/h, the radiation-protective properties of the hypothetical packaging for conditioning of the salt melt formed by placing radioactive waste (RW) in a reinforced concrete container and its immobilization are considered. Exposure dose rate simulation was performed using the PHITS software package (Japan). The calculations were performed for a packaging consisting of 4 barrels of SM, placed in a universal protective container UZZK. Variants with different radionuclide composition of the SM, due to the duration of exposure of the SM - from 100% $^{137}$Cs to $^{137}$Cs-65%, $^{134}$Cs-15%, $^{60}$Co-20%, are considered. The specific concentration of radionuclides was taken from 5E7 to 1E9 Bq/kg. There are also 2 options for filling the voids: the first option involves filling the voids with the conditioning product of the bottom residue in the form of alkaline cement with a saline content of 25%, while the second option does not include radioactive salts in alkaline cement. The calculations showed the acceptability of the proposed conditioning of the salt melt by forming a package of 4 KRO-200 containers, universal reinforced concrete container UZZK TU U 29.2-26444970-005 and filling voids with the product of conditioning of the bottom residue in the form of alkaline cement with salinity -protective properties. A necessary condition for the implementation of practical measures for the conditioning of the salt melt accumulated in WWER reactors, followed by transfer to landfills is the corresponding changes in OSPU-2005 in terms of classification of the SM and its classification as solid radwaste.*

***Keywords:*** *salt melt, conditioning, alkaline cement, exposure dose rate, disposal packaging*

# ІНФОРМАЦІЯ ДЛЯ АВТОРІВ
збірника «Геохімія техногенезу»

До опублікування у збірнику приймаються наукові праці, які ніколи не друкувалися раніше. Стаття має бути написана на актуальну тему, містити результати глибокого наукового дослідження, новизну та обґрунтування наукових висновків відповідно до мети статті (поставленого завдання). Кожен автор може подати не більше двох статей в одному випуску.

Рукописи приймаються обсягом 6-15 сторінок (разом з літературою, розширеними анотаціями) формату А-4, через **1,5 інтервали для основного тексту, та 1 інтервал для антоацій та літератури. Поля: всі – по 2 см, абзац – відступ на 1,25 см. Шрифт основного тексту: Times New Roman, розмір – 12; шрифт анотацій та літератури – 10pt.**, виконані на комп'ютері у редакторі Word for Windows (*.doc). Для набору формул, графіків і таблиць використовують спеціальні програми, вмонтовані у Word for Windows. **У статті не повинно бути переносів слів**. Номери сторінок не проставляти.

Статті подаються українською, російською чи англійською мовами у друкованому вигляді та в електронному варіанті (електронною поштою чи на електронному носії).

Питання, пов'язані з публікацією наукових оглядів (не більше 9000 слів і 10 рисунків), вирішуються редколегією на підставі заздалегідь наданої авторами розширеної анотації роботи та транслітерованого списку літератури.

Кожна стаття повинна мати код «УДК» (вгорі ліворуч). Нижче зліва – назва статті великими літерами (шрифт напівжирний Times New Roman, розмір – 12), вирівнювання по лівому краю. Нижче – прізвище та ініціали авторів, (звичайними літерами, шрифт напівжирний, прямий, розмір – 12). З нового рядка : прізвище та ініціали кожного з авторів із зазначенням наукового звання, посади, установи, де працює автор, електронної адреси (розмір – 8). **Назва, ПІБ, посада, місце роботи, наукове звання, ORCID та електронна адреса дублюються англійською мовою перед відповідною анотацією.**

**План статті:**

1. вступ – постановка проблеми у загальному вигляді та її зв’язок з важливими практичними завданнями;
2. останні дослідження та публікації, на які спирається автор, виділення невирішених частин загальної проблеми, котрим присвячується дана стаття;
3. мета статті (постановка завдання);
4. виклад власне матеріалу дослідження;
5. висновки та перспективи подальших досліджень у цьому напрямку.

**Обов'язкові вимоги до анотацій, які повинні бути:**

- інформативними (без загальних слів);
- структурованими (відображати послідовну логіку опису результатів у статті);
- змістовними (відображати основний зміст статті; описувати основні цілі дослідження; висвітлювати найбільш значущі результати);
- містити конкретизацію авторського внеску (що розроблено, що запропоновано, що виявлено і т.д.);
- не містити посилань та абревіатури.

**Анотація українською та англійською мовами обов’язкові та мають містити кожна не менше 1800 знаків.**

*Таблиці* повинні мати назви. Шрифт *TimesNewRoman* (розмір 10 pt).

*Ілюстрації* надавати в електронному вигляді у форматі *COREL, TIF, JPG* з роздільною здатністю 300 *dpi* для напівтонових рисунків, 600 *dpi* — для штрихових. **Текстові написи на рисунках, незалежно від мови статті, повинні бути англійською**.

*Бібліографія.* Посилання на джерела використаних матеріалів, фактичних та статистичних даних є обов'язковими і подаються у тексті у хронологічному порядку цифрою у квадратних дужках, Назви праць у списку літератури розміщують в порядку цитування в тексті.

**Список літератури**. Список використаної літератури оформлюється відповідно до вимог ДСТУ 8302:2015 «Бібліографічне посилання. Загальні положення та правила складання».

**References.** Відповідно до вимог міжнародних наукометричних баз – згідно зі стандартом *Harvard* (www.emeraldinsight.com/authors/guides/write/harvard.htm?part=2). Бібліографічні дані повинні містити (транслітеровані латиницею) прізвища та ініціали всіх авторів статті/книги, рік публікації (в круглих дужках), назву журналу/книги, том і номер випуску журналу, (для книг – видавництво і місце видання), сторінковий інтервал статті, DOI (за наявності). Посилання в тексті на опубліковані літературні джерела слід наводити **цифрами у квадратних дужках**, що відповідають порядковому номеру джерела у пристатейному списку.

**Посилання на неопубліковані матеріали не дозволяються**.

***Наприклад:***

**Література**

*1.* Тарасевич Ю.И. Строение и химия поверхности слоистых силикатов. Киев: Наук. Думка, 1988. 248 с.

*2.* Пушкарьов О.В., Приймаченко В.М. Взаємодія тритієвої води з глинистими мінералами *Зб. наук. пр. Ін-тугеохімії навколиш. середовища*. 2010. Вип. 18. с. 149—161.

3. AliA.A., El-BishtawiR. Removal of lead and nickel ions using zeolite tuff. J. *Chem. Technol. and Biotechnol*.1997. 69. p. 27—34.

**References**

1. Tarasevich, Yu.I. (1988), *Stroenie i himiya poverhnosti sloistyh silikatov*, Nauk. dumka, Kyiv, UA, 248 p.

2. Pushkarov, O.V. and Priymachenko, V.M. (2010), *Zb. nauk. pr. Inst. Geohimiї Navkolyshnogo Seredovyshcha*, Kyiv, UA,Vyp. **18**:149—161.

3. Ali, A.A. and El-Bishtawi, R. (1997), *J. Chem. Technol. and Biotechnol*., **69**: 27—34.

Матеріали, що публікуються в журналі, підлягають внутрішньому і зовнішньому рецензуванню, яке здійснюють члени редколегії журналу, фахівці відповідної галузі. Рецензування проводиться конфіденційно. **У разі негативної рецензії чи наявності суттєвих зауважень, стаття може бути відхилена або повернута авторові (авторам) на доопрацювання.**

**Стаття, подана без дотримання зазначених вимог, опублікуванню не підлягає. Відповідальність за достовірність інформації, фактів та інших відомостей, посилань на нормативні акти, цитати, власні імена, а також правильність перекладу несуть автори публікації.**

**До статті авторів з інших установ повинен додаватись акт експертизи даної установи щодо можливості відкритої публікації поданих матеріалів.**

Редакція залишає за собою право вносити орфографічні, лексичні та синтаксичні зміни у матеріал статей без узгодження з авторами за умови збереження змісту. **В цілому відповідальність за текст статті лежить на авторах**.

До тексту статті обов'язково додається авторська довідка про всіх співавторів

*Редколегія Збірника звертається до авторів з проханням дотримуватись належних вимог щодо оформлення поданих статей*

# ГЕОХІМІЯ ТЕХНОГЕНЕЗУ

# 5(33)

# GEOCHEMISTRY OF TECHNOGENESIS

# 5 (33)

## ПРИСВЯЧЕНО 25-РІЧЧЮ

## ДУ «ІГНС НАН УКРАЇНИ»

## DEDICATED TO THE 25TH ANNIVERSARY OF

## SI "IEG NAS OF UKRAINE"

Підписано до друку: грудень 2021 р.
Формат 60х84/8 Друк офсетний.
Гарнітура TimesNewRoman.
Умов.друк.арк.:17.7  Наклад прим.:300.
Замовлення №.200

Виготовлювач: ТОВ «НВП «Інтерсервіс»,
Київ, вул. Бориспільська, 9,
Свідоцтво: серія ДК №3534 від 24.07.2009 р.