

УДК 622.83

doi <https://doi.org/10.31996/mru.2019.1.38-44>

**Є. О. ЯКОВЛЕВ**, д-р техн. наук, головний науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, yakovlev@niss.gov.ua, ID 56963584600,

**В. М. ЄРМАКОВ**, д-р техн. наук, директор Центру еколого-ресурсного відновлення Донбасу ДЗ “Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління” Мінприроди України, evn54@ukr.net,

**О. А. УЛИЦЬКИЙ**, д-р геол. наук, директор ННІ екологічної безпеки та управління ДЗ “Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління” Мінприроди України, olegulytsky@ukr.net

**Ye. YAKOVLEV**, D. Sc. in engineering, chief research fellow (Institute of telecommunication and Global Information Space of National Academy of Science of Ukraine), yakovlev@niss.gov.ua, ID 56963584600,

**V. YERMAKOV**, D. Sc. in engineering, director of scientific centre (State Ecological Academy of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine), evn54@ukr.net,

**O. ULYTSKYI**, D. Sc. in geology, director of Educational and Scientific Institute of environmental safety and management (State Ecological Academy of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine), olegulytsky@ukr.net

## ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ЗАТОПЛЕННЯ КАМЕРИ АТОМНОГО ВИБУХУ ШАХТИ “ЮНКОМ” (ЦЕНТРАЛЬНИЙ ДОНБАС)

## ECOLOGICAL CONSEQUENCES ATOMIC EXPLOSION CHAMBER FLOODING OF MINE “YUNCOM” (CENTRAL DONBAS)

У статті наведено приклад розрахункового аналізу еколого-гідрогеологічних умов затоплення вугільної шахти “Юнком” (Центральний район Донбасу, Донецька обл., 1979 р.) з підземною камерою ядерного вибуху і пов'язаних із цим ризиків забруднення підземної і поверхневої гідросфери.

Сучасна природно-техногенна геосистема (ПТГС) Донбасу “техногенний комплекс – навколишнє природне середовище” перебуває в стадії так званого “пост-майнінгу”, головним небезпечним чинником якого є автореабілітаційне підняття рівнів підземних вод у системі “місцевий вододіл – ріка”. Головна небезпека цього процесу пов'язана зі стохастичним формуванням шляхів руху шахтних вод і ризиком міграції забруднень до прісноводних горизонтів зони активного водообміну і поверхневих водних об'єктів.

Нині система руху підземних вод за умови затоплення вугільних шахт має складну гідравліко-фільтраційну структуру і тому потребує розроблення нових розрахункових моделей.

**Ключові слова:** затоплення, наслідки, камера атомного вибуху, еколого-геологічна безпека, радіонукліди, геологічне середовище.

Authors analyzed of ecological hydrogeological conditions of coal mine Yuncom underground nuclear blast chamber flooding and possible risk of the ground and surface water contamination.

An analysis of the compatible graphs of semi-logarithmic dependences  $\lg S_0/St$  of the time observation of the levels rise in the mines of the NTGS according to the analytical model that was developed on the example of flooding of the Stakhanov group of mines indicates their hydrodynamic analogy and the possibility of separation of three principal phases of the hydraulically-filtration process of the Donbas mines flooding:

1) initial accelerated rise of the level is mainly connected with decrease in volume of the peripheral part of the depression due to reduced volume of mining operations and the prevailing movement of underground flow in its deep permeable part; time extension up to 3–4 months;

2) predominance in the lithologic composition of coal-bearing rocks of the weakly permeable sandy-clay rocks (up to 70–80 % of total capacity) with increased sorption capacity increases the waterproofing capacity of the rock mass in conditions of further deformation and its full water saturation during flooding of the mine.

3. For the zone of the “Klivazh” object influence is characterized by the limitation (in the current conditions of incomplete water saturation) migration of radioactive explosion products due to their predominant concentration in the difficult soluble formations of the explosive chamber and the influence of coal-bearing, weakly permeable rocks sorption.

Main hazards of these processes are connected with stochastic parameters of mine water movement and dangerous toxic contaminants migration into fresh water aquifers (zone of active water exchange) and surface water objects.

Modern system of ground water movement during regional coal mines flooding within Central Donbas has a complex hydraulic-filtration structure that is why this situation demands of the new calculative models elaboration.

**Keywords:** flooding, consequences, atomic explosion chamber, ecological geological safety, radionuclides, geological media.

Техногенно-геологічна система (ТГС) “шахта – геологічне середовище” в умовах закриття шахт характеризується проявом значного комплексу природних і техногенних геологічних процесів, низку з яких можна вважати автореабілітаційними, тобто такими, що розвиваються на основі переважного впливу природних регіональних чинників геологічного середовища (ГС).

До основних з них, що спричиняють найбільший небезпечний вплив на зміни еколого-геологічних умов гірничо-міських агломерацій (ГМА) вугледобувних районів (ВДР) Донбасу, можна зарахувати такі [1, 2, 4–9]:

– регіональне підняття рівнів підземних вод у межах територій “вододіл – річкова мережа”;

– прискорення міграції техногенних підземних і поверхневих забруднень унаслідок активізації водообміну під час затоплення гірничих виробок у зоні аерації (ненасиченої фільтрації) та кори суцільного вивітрювання вугленосних порід;

– збільшення площ підтоплення і затоплення геохімічно забруднених ділянок територій ГМА.

Крім указаних, великою мірою до автореабілітаційних процесів, що супроводжують закриття шахт у ВДР Донбасу, на нашу думку, належать додаткові просідання порід з проявами техногенних сейсмострушувань під час їхнього водонасичення та формування нових шляхів міграції природних і техногенних вибухонебезпечних та токсичних газів (метан, радон, сірководень тощо).

1979 року на шахті “Юнком” (Донецька область, м. Юнокомунарськ) на глибині 903 м був уперше у світі в умовах гу-

стонаселеного й інтенсивно експлуатованого ВДР здійснений промисловий підземний ядерний вибух (ПЯВ) потужністю до 300 тонн у тротиловому еквіваленті (0,3 кт). Ціль ПЯВ – оцінка його ефективності для зниження частоти раптових викидів вугілля й вибухонебезпечного метанового газу під час відпрацювання вугільних шарів.

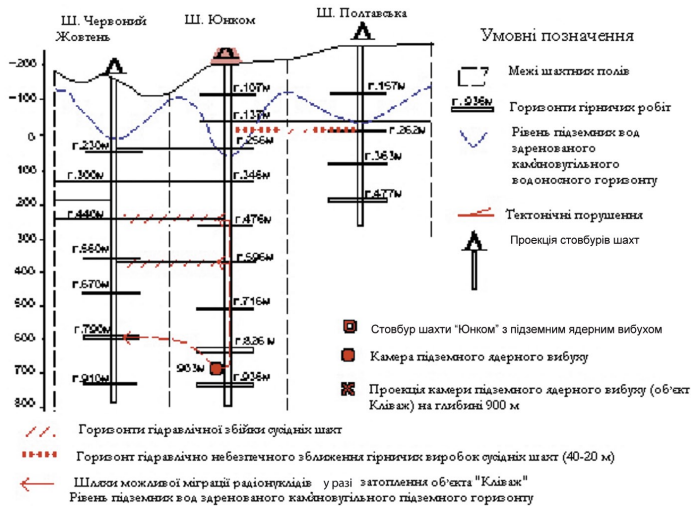
Шахта “Юнком” на Донбасі (Центральний вугледобувний район) вирізнялася високим рівнем раптових викидів вугілля

**Схема розміщення шахтних полів, суміжних із шахтою “Юнком”**

Масштаб 1:3000



**Гірничо-геологічний поздовжній розріз**



**Рис. 1. Структурно-гідрогеофільтраційна схема затоплення камери ядерного вибуху шахти “Юнком” (Центральний район Донбасу)**

і вибухонебезпечних газів у процесі гірських робіт. За період 1959–1979 рр. у шахті “Юнком” відбулося до 235 газогеодинамічних явищ, зокрема 28 із загибеллю працівників [1, 2].

Особливістю гірничо-геологічних умов поля шахти “Юнком” є інтенсивна тектонічна порушеність порід чотирма великими насуваннями та щільною мережею локальних деформацій вугільних шарів і вмисних порід. У середньому реєструють одне порушення на кожні 240 м простягання шахтного поля (рис. 1).

Сучасна активізація процесу групового затоплення гідралічно взаємопов’язаних шахт на підконтрольній і невідконтрольній ділянках Центрального району Донбасу (ЦРД), включно із шахтою “Юнком”, формує ризик територіальних небезпечних змін гірничотехнічного стану робочих і виведених з експлуатації шахт та еколого-геологічних параметрів безпеки життєдіяльності прилеглих міст і селищ.

Зважаючи на вищевикладене, ми розглянули основні чинники, що можуть зумовити загрозу потенційного радіо-гідро-геохімічного забруднення підземних і поверхневих вод у ЦРД з огляду на початок затоплення шахти “Юнком” у квітні 2018 р.

Для зазначених оцінок насамперед використали дані спостережень за режимом рівнів підземних вод в умовах закриття й затоплення частини шахт ЦРД, матеріали екологічного моніторингу території Донецької області; результати досліджень ДЗ “Центр еколого-ресурсного відновлення Донбасу” Державної екологічної академії Мінприроди України, УкрДГРІ, Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Державного регіонального геологічного підприємства “Донбасгеологія”, ДНВП “Геоінформ” та ін.

У ландшафтно-геоморфологічному та гідрогеофільтраційному плані ТГС “шахта “Юнком” – геологічне середовище” розміщена в привододільній зоні правобережжя р. Сіверський Донець. Тому за умови прискореного затоплення більшості вугільних шахт ЦРД у зоні профілю Юнокомунарськ – Торецьк відбудеться прискорене відновлення правобережного фрагменту підземного потоку до русла р. Сіверський Донець як головної дрена (рис. 2).

Через переважне використання ресурсів стоку р. Сіверський Донець як головного джерела питного й господарського

**СХЕМАТИЧНИЙ РОЗРІЗ ПІВДЕННОГО КРИЛА ЦЕНТРАЛЬНОГО РАЙОНУ ДОНБАСУ (ГОЛОВНОЇ АНТИКЛІНАЛІ), СТАНОМ НА 1.11.2017 р.**



**Рис. 2. Схематичний структурно-гідрогеологічний розріз Південного крила Центрального району Донбасу (станом на 1.11.2017 р.)**

водопостачання в регіоні Донбасу (90 та 30 % відповідно в Донецькій і Луганській областях), виникає потреба збільшення мережі спостережних пунктів та складу визначуваних забруднень (органохімічні, радіонуклідні, нафтохімічні тощо) у поверхневих і підземних водопунктах.

Аналіз сумісних графіків напівлогарифмічних залежностей  $Ig(S_0/S_t)$  часового спостереження підняття рівнів у шахтах ЦРД (таблиця) за аналітичною моделлю, яку ми розробили на прикладі затоплення Стахановської групи шахт [5, 9], свідчить про їхню закономірну гідродинамічну аналогію та можливість виділення трьох принципових фаз гідраліко-фільтраційного процесу затоплення шахт Донбасу:

1) уповільнене початкове підняття рівня внаслідок зменшення об'єму в периферійній частині депресійної лійки зі зменшенням об'ємом гірничих виробок і переважного руху підземного потоку в її глибинній слабопроникній частині; часова протяжність до 3–4-х місяців;

2) пришвидшене підняття рівня за умови активізації гідрогеофільтраційного припливу в зоні підвищеної природно-техногенної проникності (сумісний вплив регіональної зони вивітрювання та техногенної тріщинуватості, часова протяжність до 3–6 років);

3) зменшення швидкості підняття рівня внаслідок формування регіонального гідрогеофільтраційного потоку в покривних породах за умови можливої активізації перетікань у наближені шахти (рис. 2, шах. К. Маркса); загалом цей період формування ТГС “затоплення шахти – гідрогеофільтраційний потік” можна зарахувати до пост-майнінгового періоду взаємодії підземних і поверхневих вод та довгострокового

переформування екологічних параметрів геологічного середовища (рис. 3).

З огляду на вищевикладене, а також тривале розміщення об'єкта “Кліваж” у зоні гідрогеофільтраційного і геомеханічного впливу гірничодобувних робіт шахти “Юнком”, концептуальні підходи авторів ґрунтувалися на консервативних оцінках захисної (утримувальної) здатності геологічного середовища, яка охоплює вплив таких чинників:

1) довгочасне змішування обмеженого об'єму радіонуклідно забруднених вод ядерно-вибухової камери зі збільшеною кількістю вод фільтраційного потоку в гірничих виробках шахти “Юнком” та гідралічно пов'язаних шахтах “Полтавська” і “Червоний Жовтень” (рис. 1);

2) уповільнення руху довгоіснуючих радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 в породному масиві внаслідок сорбційного впливу порово-тріщинного простору навколо вибухової камери та техногенно порушеного породного масиву зі збільшеною площею сорбційно-активної поверхні в межах природно-техногенних зон шахтних полів (рис. 1–3).

Потреба комплексного аналізу еколого-техногенної проблеми затоплення шахти “Юнком” зумовлена браком досвіду затоплення камери підземного ядерного вибуху в умовах густонаселеної гірничо-міської агломерації у світовій практиці.

У зв'язку із цим ми виконали окремі гідрогеофільтраційні та радіоеколого-геологічні оцінки можливих впливів затоплення та руйнування ядерно-вибухової камери (об'єкт “Кліваж”) в умовах автореабілітаційного (під впливом природно-техногенних чинників) підняття рівня підземних вод

Таблиця. Оцінка швидкості підняття рівнів під час затоплення шахт Центрального району Донбасу (ЦРД)

Назва шахти	Абс. позн. поверхні	Початок затопл. 01.11.2017	Дата замірювання рівня затоплення гірничих виробок								Величина підняття рівнів за період 11.2017–01.06.2018 дН, м	Середня швидкість підняття рівнів за період 11.2017–01.06.2018 dV, м/добу
			01–30.11 2017	01–31.12 2017	01–31.01 2018	01–28.02 2018	01–31.03 2018	01–30.04 2018	01–31.05 2018	01–30.06 2018		
			ШВИДКОСТІ ПІДНЯТТЯ РІВНІВ ПІД ЧАС ЗАТОПЛЕННЯ ШАХТ ЦРД, м/добу									
ім. М. О. Ізотова	+269,1	- 131,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,30	13,0	0,05
ім. К. Румянцева	+268,5	- 697,0	0,06	0,15	0,15	0,57	0,57	1,16	0,87	0,37	119,0	0,49
ім. М. І. Калініна	+282,7	- 620,0	1,00	0,85	0,85	2,15	0,73	0,26	1,33	1,43	261,0	1,07
Олександр-Захід	+302,5	- 146,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Кіндратівська	+279,8	- 389,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,90	0,90	0,20	58,0	0,23
Вуглегірська	+274,6	- 198,0	0,0	0,0	0,0	0,07	0,36	0,26	0,40	0,0	34,0	0,14
№ 3, 4 Олександрівська	+225,5 + 232,9	- 189,0	0,0	0,0	0,0	0,30	0,20	0,07	0,23	0,03	26,0	0,10
Булавинська	+245,6	- 180,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,10	0,20	0,23	0,03	18,0	0,07
Ольховатська	+258,0	- 52,0	0,20	0,20	0,40	0,53	0,30	0,70	0,23	0,33	87,0	
ім. Ю. Гагаріна	+192,0	- 57,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,88	0,11	0,0	0,0	31,0	0,12
Комсомолец	+208,0	-237,0	0,83	0,33	0,63	1,00	0,37	0,80	0,47	0,47	148,0	0,61
ім. В. І. Леніна	+216,0	- 224,0	0,40	0,60	0,50	0,90	0,37	0,80	0,47	0,47	135,0	0,55
Кочегарка	+255,1	- 224,0	0,40	0,60	0,50	0,90	0,37	0,80	0,47	0,47	135,0	0,55
ім. Гайового	+264,5	- 589,0	0,20	0,17	1,13	1,59	0,80	0,40	0,26	1,59	183,0	0,75
ім. К. Маркса	+225,9	- 521,0	0,23	0,0	0,16	1,33	0,0	1,00	1,03	0,53	126,0	0,52
Червоний Профінтерн	+237,0	- 529,0	0,60	0,20	0,63	2,0	0,73	0,30	1,00	1,70	216,0	0,89
Червоний Жовтень	+ 195,0	- 283,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,66	0,63	0,0	35,0	0,14
<b>Юнком</b>	<b>+212,0</b>	<b>- 735,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>4,30</b>	<b>0,90</b>	<b>157,0</b>	<b>2,57</b>
Полтавська	+ 284,0	+ 33,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,23	0,06	0,0	13,0	0,05
Єнакіївська	+283,5	+ 31,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,10	0,33	0,07	0,0	15,0	0,06
№ 2-біс (ртутна)	+ 240	- 211,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

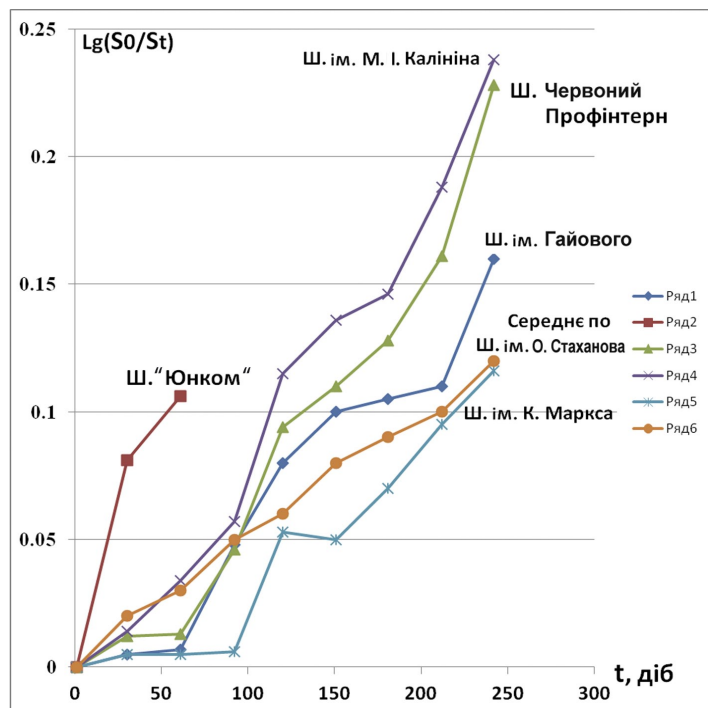


Рис 3. Графіки часового простеження підняття рівня підземних вод під час затоплення шахт “Юнком”; ім. Гайового, ім. К. Маркса та ін. (Центральний район Донбасу)

за умов гідргеофільтраційної та гідравлічної взаємодії з наближеними шахтами.

Отримані оцінки мають усереднений характер, тому що розвиток комплексу гідргеофільтраційних, гірничо-механічних і еколого-геологічних змін об’єкта “Кліваж” неабиякою мірою залежить від змін геодинамічних умов суміжних шахт (“Червоний Жовтень”, “Полтавська”), а також гірничо-геотехнічного стану породного масиву південно-західного замикання Головної антикліналі.

У структурно-геологічному плані поле шахти “Юнком” належить до південного крила Головної антикліналі, через

що вугленосні відкладення карбону мають складно-кладчасту структуру, що зумовлено широким проявом тектонічних порушень.

Загалом геологічна будова району шахти “Юнком” є типовою для великих вугленосних басейнів і характеризується розвитком потужної товщі вугленосних порід (до 8000 м), що складені аргілітами, алевролітами, піщаниками, вапняками й шарами вугілля (потужність робочих шарів від 0,5 до 2,0 м).

Сумарна потужність вугільних шарів у геологічному розрізі не перевищує 1 %, піщаників – 14–20 %; тож у геологічному розрізі переважають аргіліто-алевритові шари, які мають піщано-пилувато-глинистий склад, знижену проникність і підвищену сорбційну здатність.

Територія розміщення поля шахти “Юнком” належить до регіонів відкритих кам’яновугільних відкладень, тому що на переважній площі потужність спорадично поширених покривних відкладень не перевищує 10 м. Водночас гідргеологічні умови поля шахти “Юнком” під час затоплення камери ядерного вибуху й прилеглих шахт Центрального ВДР (“Червоний Жовтень”, “Полтавська”, “Вуглегірська” та ін.) характеризуються проявом таких чинників:

- 1) додатковим техногенним розкриттям тектонічних зон поблизу денної поверхні внаслідок їхнього підроблення і зрушення порід над гірничими виробками;
- 2) формуванням способів пришвидшеної латеральної міграції мінералізованих підземних вод глибоких горизонтів в умовах затоплення гірських виробок і зон регіональної (кора вивітрювання вугленосних порід) та техногенної тріщинуватості;
- 3) наявністю великої кількості просторово розподілених гідравлічних збійок і зближених гірських виробок, що ускладнює прогнозування руху шахтних вод у разі застосування різних схем консервації шахт (рис. 1, 2, 4).

Інженерно-геологічні умови району робіт характеризуються переважним розвитком у геологічному розрізі стійких кам’яновугільних утворень, що обмежує розвиток екзогенних геологічних процесів. Крім того, площа поля шахти “Юнком” належить до центральної частини вододілу рік басейнів Дніпра і Сіверського Дінця. Це визначає невисокий рівень

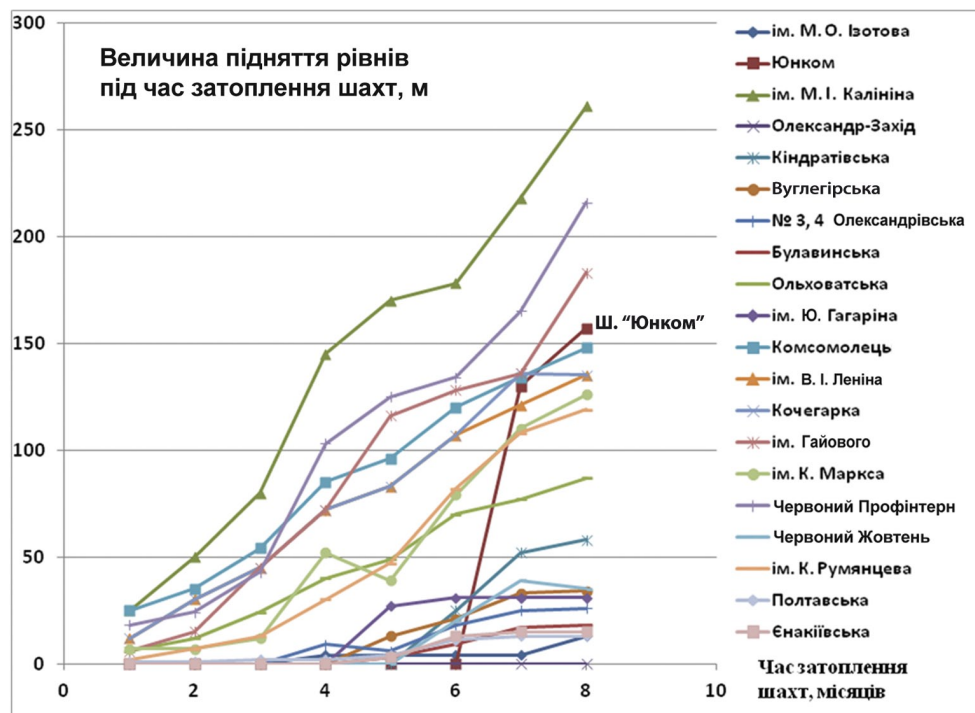


Рис 4. Динаміка підняття рівнів підземних вод під час затоплення шахт Центрального району Донбасу (1.11.2017–1.07.2018 рр.)

природного водоенергообміну у верхній зоні геологічного розрізу й уповільнення швидкості потоку підземних вод до річкових долин після затоплення гірничих виробок.

Комплексний вплив структурно-геологічних, гідрогеологічних та гідравліко-геомеханічних параметрів на структуру міграційного потоку довгоіснуючих радіонуклідів об'єкта "Кліваж" (цезій-137, стронцій-90 з періодом напіврозпаду 28–30 років) дає змогу виділити такі його особливості:

1) наявність у структурі потоку шахтних вод стохастичного просторово-часового розподілу гідравлічних, фільтраційних елементів і сорбційних параметрів, що формує потребу використання в його математичній моделі узагальнених (усереднених за консервативним підходом) фільтраційно-балансових параметрів;

2) висока ймовірність міжшахтного розподілу та зменшення величини радіонуклідного забруднення вод шахти "Юнком" у зв'язку з наявністю великої кількості її гідравлічних збійок з гірськими виробками суміжних шахт "Полтавська" та "Червоний Жовтень" із загальним об'ємом гірничих виробок понад 45 млн м<sup>3</sup>.

Аналіз динаміки підняття рівнів у шахті "Юнком" свідчить, що в процесі її затоплення й скорочення депресії рівнів підземних вод спостерігатиметься короткочасова пришвидшена висхідна міграція мінералізованих шахтних вод (рис. 3, 4) з наступним довгостроковим латеральним перенесенням радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90 внаслідок гідрогеомеханічного руйнування вибухової камери, повільного розчинення радіоактивного розплаву та затоплення міжшахтного простору.

Частковому сповільненню процесів висхідної й планової міграції радіонуклідів, за умови консервативної оцінки гірничо-геологічних умов шахт "Червоний Жовтень" і "Полтавська", суміжних із шахтою "Юнком", може сприяти:

– наявність гідравлічних збійок (горизонти 476, 596 м), а також гідравлічно небезпечного зближення гірських виробок (горизонт 262 м шахти "Полтавська" – "Юнком"); водночас початкове перевищення рівнів у затоплених шахтах "Червоний Жовтень" і "Полтавська" відповідно становить 3,3–6,2 МПа (таблиця);

– затоплення суттєвої частини гірничих виробок з водонасиченням породного масиву шахт "Червоний Жовтень" і "Полтавська" зумовлює короткочасове пришвидшення підняття рівня в шахті "Юнком" з наступним формуванням латерального потоку (рис. 3, 4).

Додаткове ускладнення еколого-гідрогеологічних умов на території, прилеглої до шахти "Юнком", може бути пов'язане із затопленням забруднених високотоксичними хімічними сполуками виробок шахти "Олександр-Захід" та шахти "2-біс" Микитівського ртутного рудника (рис. 2). Сучасні радіоекологічні умови вибухової камери об'єкта "Кліваж" (з огляду на дані обстеження горизонту 936 м 17.10.2001 р.) на початковому етапі затоплення гірничого простору (травень 2018 р.) мають такі особливості:

1) затоплення прилеглих гірських виробок на горизонтах 936 та 823 м (відповідно на 33 м нижче та 80 м вище від центру вибуху), що активізує розвиток латерального потоку);

2) наявність руйнівних деформацій вибухової камери та її заповнення водою (за даними зондувальної свердловини, що розкрила камеру у вересні 1991 р.);

3) незначна величина горизонтального радіуса вибухової камери – до 5,0 м (діаметр – до 10,0 м), з утворенням за оцінками до 100 т склуватої розплавленої маси, де зосереджується до 95 % радіоактивних продуктів вибуху;

4) формування зони перем'ятих (цілком зруйнованих) порід, у межах якої вони переформовані в піщані й щебеністі фракції, радіусом до 8,0 м від центру вибуху, тобто витриманої потужності (8,0–5,0) ≈ 3,0 м;

5) розвиток зони радіальних тріщин на відстані до 15 м від центру вибуху або в масиві порід, що прилягає, потужністю (15–8,0) ≈ 7,0 м.

За оцінками окремі активізовані (сформовані), але закриті тріщини можуть виявлятися на відстані до 20–25 м від центру вибуху. Водночас за даними зондувальних свердловин залишків радіоактивного розплаву в зоні радіальної тріщинуватості не встановлено, що може свідчити про розвиток процесу сорбції радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 із самого початку їхньої міграції за межами вибухової камери.

#### Орієнтовні оцінки рівня радіаційного забруднення вибухової камери (об'єкт "Кліваж") і прилеглого породного масиву

За результатами досліджень, проведених у процесі підземних ядерних вибухів, з'ясовано, що на першу годину після вибуху (t = 1 год) кількість радіоактивних забруднень (R<sub>t</sub>) залежить від потужності вибуху (тротилового еквівалента в кілотоннах) q

$$R_{t=1\text{г}} = 4,5 \cdot 10^8 q = 4,5 \cdot 10^8 \cdot 0,3 = 1,35 \cdot 10^8 \text{ Кюри (Ки)}$$

Загалом кількість радіоактивних продуктів R<sub>t</sub> згодом змінюється відповідно до залежності

$$R_t = R_{t=1\text{г}} t^{-1,2}$$

За період 1979–2018 рр., тобто на момент затоплення (орієнтовно 1.06.2018 р.), залишкова кількість радіоактивних продуктів може бути оцінена на рівні

$$R_{t(2001\text{р})} = \frac{R_{t=1\text{г}}}{[(2018-1979) \cdot 365 \cdot 24]^{1,2}} = \frac{1,35 \cdot 10^8}{(342 \cdot 10^5)^{1,2}} = 31 \text{ Ки}$$

Є оцінки, згідно з якими залежно від складу ядерно-вибухової речовини обсяг утворення радіоактивних продуктів може дорівнювати R<sub>0</sub> = 2 · 10<sup>6</sup> Ки на q = 1 кт, тобто на початковому етапі для умов шахти "Юнком" це могло становити

$$R_0 \approx 2 \cdot 10^6 \cdot 0,3 \approx 0,6 \cdot 10^6 \text{ Ки}$$

У такому разі залишкова кількість радіоактивних залишків у вибуховій камері станом на 2018 рік може сягати

$$R_{2018} = R_0 / 3,42 \cdot 10^6 = 0,6 \cdot 10^6 / 3,42 \cdot 10^6 \approx 0,2 \text{ Ки}$$

Контрольний розрахунок залишкової радіоактивності, пов'язаної з наявністю в склоподібному розплаві (P ≈ 10<sup>5</sup> кг ≈ 100 тонн в об'ємі камери V = 500 м<sup>3</sup>) цезію-137 і стронцію-90, має такий результат (за даними Всеросійського проектно-пошукового і науково-дослідного інституту промислової технології Мінатоенерго РФ, 1992 р.):

– питома активність склоподібного розплаву у вибуховій камері об'єкта "Кліваж" щодо стронцію-90 становить

$$R_{90} \approx 6,2 \cdot 10^{-5} \text{ Ки/кг} (2,3 \cdot 10^6 \text{ Бк/кг});$$

– питома активність щодо цезію-137 становить

$$R_{137} \approx 4,6 \cdot 10^{-5} \text{ Ки/кг} (1,7 \cdot 10^6 \text{ Бк/кг}).$$

Загальна кількість радіоактивного забруднення щодо цезію-137 і стронцію-90 дорівнюватиме

$$R_{(90) + (137)} \approx (6,2 + 4,6) \cdot 10^{-5} \text{ Ки/кг} \cdot 10^5 \text{ кг} \approx 10,8 \text{ Ки}$$

Вищенаведені результати розрахунків за різними варіантами залишкової кількості радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90 у зоні вибухової камери (з обмеженням формуванням плутонію-239, америцію-241 тощо) свідчать, що оцінка залишкового рівня забруднення R<sub>2018</sub> ≈ 31 Ки має значний "запас міцності" (рівень консервативності).

Отже, вищенаведені оцінки радіонуклідного балансу у вибуховій камері довгоіснуючих радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90 дають змогу дійти таких висновків.

1. Еколого-геологічний стан об'єкта "Кліваж" за наявними даними в сучасних гірничо-геологічних і гідрогеологічних умовах характеризується відносною гідрогеофільтраційною ізольованістю та ймовірністю короточасного формування висхідного потоку підземних вод крізь зону вибухової камери, перем'ятих і радіально тріщинуватих порід у напрямку зони вивітрювання з підвищеною латеральною проникністю (рис. 1–3).

2. Переважання в літологічному складі вугленосних порід слабопроникних піщано-глинистих аргеліто-алевролітових порід (до 70–80 % сумарної потужності) з підвищеною сорбційною здатністю збільшує гідроізоляційну спроможність породного масиву в умовах розвитку дальших деформацій і його повного водонасичення із затопленням шахти.

3. Для зони впливу об'єкта "Кліваж" характерне обмеження (у сучасних умовах неповного водонасичення) міграції радіоактивних продуктів вибуху внаслідок їхньої переважної концентрації у важкорозчинних склоподібних утвореннях вибухової камери і впливу сорбції вугленосних слабопроникних порід.

Висока просторово-часова мінливість параметрів регіонального підняття рівнів підземних вод у процесі закриття шахт (рис. 2–4, таблиця) зумовлює стохастичний характер розподілу фільтраційно-балансових параметрів потоку підземних вод у зоні затоплення об'єкта "Кліваж" шахти "Юнком". У зв'язку із цим нижче ми розглянули основні характеристики ТГС для умов "мокрої схеми консервації об'єкта "Кліваж" за умов прийнятої схеми автореабілітаційного затоплення шахти "Юнком".

Зважаючи на велику глибину вибуху й високий геостатичний тиск ( $\approx 200$  кГ/см<sup>2</sup> чи 20 МПа), який обмежуватиме шляхи міграції радіаційно забруднених вод з вибухової камери, за умови консервативного підходу знизимо величину лабораторних оцінок сорбційної здатності порід на 4 порядки [3], тобто до 0,1 мг-екв/100 кг ( $S = 0,001$  мг-екв/1 кг).

З опублікованих даних численних досліджень відомо [3, 6–9], що понад 95 % радіоактивних продуктів вибуху зосереджуються у вигляді лінзи на дні вибухової камери, що забирає 5–10 % її об'єму.

Про низький ризик істотного виходу радіоактивних продуктів вибуху за межі вибухової камери свідчить відсутність продуктів розплаву й аномального підвищення радіаційного фону у стовбурі зондувальної свердловини № 1, що розкрила піщаники в 5,0 м від її меж (станом на 1991 р., 12 років після вибуху).

Параметри розчинності радіоактивних забруднень в умовах водонасичення вибухових камер (за винятком сольових) вирізняються незначною розмаїтістю. Тому на першому етапі прогнозних оцінок ми приймаємо досить консервативну схему розчинення радіоактивних залишків вибухової камери – синхронно з її повним затопленням і поступовим підняттям рівнів підземних вод.

Додатково, для створення інженерного "запасу міцності" в розрахунках, не припускаємо бічного розтікання вод, що фільтруватимуться крізь площу кругової проекції камери

$$(r_0 = 5,0 \text{ м}; F_k = \pi r_0^2 = 3,14 \cdot 5^2 = 78,5 \text{ м}^2).$$

Відповідно до мінімальної сорбційної здатності порід  $S = 1,0$  мг-екв/1000 кг = 0,001 мг-екв/кг і наявності на поверхні вибухової камери шару "h" сорбційних порід  $R_0 = \pi r_0^2 S h \delta_w$ , де h – середня довжина шляху суцільної міграції забруднень до повної сорбції породами, що вміщують розчинені радіонукліди (без бічного розтікання),  $\delta_w$  – об'ємна вага порід,  $\delta_w \approx 2000$  кг/м<sup>3</sup>,

$$h = R_0 / \pi r_0^2 = 300 / 3,14 \cdot 5^2 \cdot 0,001 \cdot 2000 \approx 2,0 \text{ м}.$$

Але реальнішим варіантом може бути міграція в структурі потоку, наближеного за формою до півкулі через можливість часткового розтікання в напрямку тріщинуватих зон, що сформувалися під час підроблення суміжних шарів.

У такому разі орієнтовна розрахункова залежність шляху міграції  $R_x$  матиме такий вигляд

$$R_0 = 2/3 \cdot \pi \cdot (R_x^3 - r_0^3) S \delta_w \approx 2(R_x^3 - r_0^3) S \delta_w.$$

З розрахунків випливає, що  $R_x \approx 6,1$  м. Тобто навіть з істотним зменшенням відомих мінімальних значень іонно-обмінної (сорбційної) здатності порід їхнє додаткове забруднення в умовах суцільного розчинення радіаційних залишків і радіальної міграції буде незначним і становитиме приблизно 1 м (не вийде за межі зони зминання й тріщиноутворення).

Це свідчить про те, що навіть з використанням сорбційної здатності незначного обсягу порід, шлях міграції радіаційних забруднень в умовах суцільного фільтраційного потоку буде незначним. Якщо взяти до уваги, що в зоні геомеханічного впливу вибуху (за межами вибухової камери, в якій сформувався суцільний розплав порід) уміщувальні породи інтенсивно роздроблені, то варто очікувати на активізацію процесу сорбції з одночасним зменшенням швидкості міграції радіонуклідів у потоці підземних вод.

На наш погляд, головною умовою радіоекологічної безпеки об'єкта "Кліваж" в умовах схеми "мокрої" консервації є формування дуже сповільненого режиму вилугування й гідрогеофільтраційної міграції токсичних радіонуклідів стронцію-90 та цезію-137 за умови активного сповільнювального впливу глинистих фракцій порід аргеліто-алевролітового складу.

Загалом це дає змогу обґрунтувати наступну консервативну схему (з великим "запасом міцності") умовного одномоментного розчинення наявної кількості радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 ( $R_{\Sigma} = 31$  Кі) у загальному обсязі води під час заповнення виробок шахти "Юнком"  $V \approx 25 \cdot 10^6$  м<sup>3</sup> ( $25 \cdot 10^9$  дм<sup>3</sup>), яке ми визначили за досвідом осушення шахт Донбасу у 1944–1951 рр. із середнім коефіцієнтом скорочення об'єму виробок унаслідок деформацій у разі повного водонаповнення  $\alpha = 0,5$  [1, 2, 4–7].

Зі значеннями коефіцієнтів розподілу  $K_d$  у системі "водний розчин радіонуклідів – мінеральний скелет порід" для цезію-137 ( $K_d = 200$ ) та стронцію-90 ( $K_d = 20$ ) орієнтовна кількість розчинених у шахтній воді радіонуклідів дорівнюватиме  $R_{\Sigma} = 15,5/200 + 15,5/20 = 0,86$  Кі. Тоді прогнозна сумарна концентрація радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 в шахтній воді  $C_{\Sigma}$  дорівнюватиме

$$C_{\Sigma} = R_{\Sigma} : V = [0,86 \cdot 3,7 \cdot 10^{10}] : (25 \cdot 10^9 \text{ дм}^3) = 1,3 \text{ Бк/дм}^3 < 2 + 2 = 4 \text{ Бк/дм}^3$$

(згідно з ДСанПіН 2,2.4–176–2010  $C_{\Sigma\text{ГК}}$  цезію-137 та стронцію-90 дорівнює 2 Бк/дм<sup>3</sup>).

Отже, вищенаведені розрахунки за умови максимальної швидкості розчинення радіаційно забрудненого склоподібного розплаву свідчать про можливість міграції радіонуклідів стронцію-90 та цезію-137 у безпечних концентраціях у разі повномасштабного розвитку процесів сорбції.

З огляду на результати вищенаведених розрахунків, можна зробити такі висновки щодо рівня небезпеки радіонуклідного забруднення підземних і поверхневих вод для умов автореабілітаційного затоплення ("мокрої консервації") камери атомного вибуху шахти "Юнком".

1. У разі переважної локалізації радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 в осклянілому слабо розчинному розплаві матиме місце сповільнена гідрогеоміграція радіоактивно за-

брудних розчинів в умовах активного прояву сорбційної здатності порід.

2. Головний вплив “мочної” консервації шахти “Юнком” на екологічний стан геологічного середовища може бути зумовлений локальним додатковим порушенням рівноваги порід і гідрогеомеханічним руйнуванням вибухової камери об’єкта “Кліваж”.

3. В умовах “мочної” консервації гідралічно пов’язаних шахт “Юнком”, “Червоний Жовтень”, “Полтавська” та ін. (рис. 1, 2) формуються передумови для активної фільтраційно-гідралічної дисперсії та зменшення концентрації радіонуклідів уздовж латерального потоку в зоні радіогеохімічно ненасичених (незабруднених) порід.

4. Застосування схеми “мочної” консервації шахти “Юнком”, зважаючи на довгостроковий характер розчинення й міграції радіонуклідів, активне техногенне порушення цілісності вугленосних порід і ризик формування ділянок пришвидшеного гідралічного руху радіонуклідних забруднень, має відбуватися за умови комплексної оцінки гірничо-геологічного й геомеханічного стану прилеглої породної масиву, розроблення гідрогеологічної моделі й випереджального створення системи комплексного радіоекологічного моніторингу підземних і поверхневих вод модельної зони міграції радіонуклідів.

Загалом отримані оцінки свідчать, що з повільним порушенням гідрогеомеханічного режиму вибухової камери об’єкта “Кліваж” в умовах гірського простору шахти “Юнком” захисні чинники геологічного середовища (сорбційна здатність порід, сповільнена гідрогеофільтрація підземних вод, перебування більшості радіонуклідів у слабкорозчинних окислятих масах та ін.) майже достатні для запобігання критичному радіохімічному забрудненню підземних і поверхневих вод у зоні ЦРД.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Гавриленко Ю. Н., Ермаков В. Н., Улицкий О. А. и др. Техногенные последствия закрытия угольных шахт Украины. – Донецк: “Норд-Пресс”, 2004. – 632 с.
2. Рудько Г. І., Бондар О. І., Яковлев Є. О., Ермаков В. М. та ін. Екологічна безпека вугільних родовищ України. – Київ: Букрек, 2016. – 608 с.
3. Израэль Ю. А., Петров В. Н., Прессман А. Я. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования. – Ленинград: Гидрометеоздат, 1970. – 67 с.
4. Улицкий О. А. Анализ фильтрационного баланса в районе горных выработок//Зб. научных работ УкрНДЦЕП. – Харьков, 2004. – С. 259–265.
5. Яковлев Є. О. Теоретичні основи оцінки часу затоплення шахт і кар’єрів//Мінеральні ресурси України. – 2010. – № 2. – С. 35–40.
6. Беседа Н. И., Сляднев В. А. Региональные техногенные изменения геологической среды Донбасса под влиянием горных работ. – Киев: Общество “Знание” Украины, 1977. – 67 с.
7. Лютий Г. Г., Різник Т. О. Оцінка впливу вугільних підприємств на річковий стік по території Донбасу//Зб. наук. праць УкрДГРІ. – 2006. – № 1. – С. 96–101.
8. Yakovlev Ye., Chumachenko S. Ecological threats in Donbas, Ukraine. – Kyiv: Canada, HD Centre, 2017. – 60 p.
9. Gosk E., Galetskiy L., Yakovlev Ye. Yuncom Underground Nuclear Blast Chamber. Description and risk evaluation during mine closure. Geological Survey of Denmark and Greenland. – Kiev, Copenhagen, 2003. – 24 p.

#### REFERENCIES

1. Gavrilenko Ju. N., Ermakov V. N., Ulickij O. A. et al. Technogenic consequences of the coal mines closure in Ukraine. – Donetsk: Nord-Press, 2004. – 632 p. (In Russian).
2. Rudko G. I., Bondar O. I., Yakovlev Ye. O., Ermakov V. M. et al. Ecological safety of coal deposits of Ukraine. – Kyiv: Bukrek, 2016. – 608 p. (In Ukrainian).

3. Izrajel Ju. A., Petrov V. N., Pressman A. Ja. et al. Radioactive contamination of natural environments after underground nuclear explosions and methods of its forecasting. – Leningrad: Gidrometeoizdat, 1970. – 67 p. (In Russian).

4. Ulickij O. A. Analysis of the filtration balance in the mining area// Zbirnyk naukovykh prats UkrNDIEP. – Harkov, 2004. – P. 259–265. (In Russian).

5. Yakovlev Ye. O. Theoretical basis for assessing the time of mines and quarries flooding//Mineralni resursy Ukrainy. – 2010. – № 2. – P. 35–40. (In Ukrainian).

6. Beseda N. I., Slyadnev V. A. Regional technogenic changes of the geological environment within Donbass under the influence of mining operations. – Kiev: Obshchestvo “Znanie” Ukrainy, 2002. – 67 p. (In Russian).

7. Lyutyi G. G., Riznyk T. O. Estimation of the of coal enterprises influence on the river runoff within the territory of Donbas//Zbirnyk naukovykh prats UkrDHRI. – 2006. – № 1. – P. 96–101. (In Ukrainian).

8. Yakovlev Ye., Chumachenko S. Ecological threats in Donbas, Ukraine. – Kyiv: Canada, HD Center, 2017. – 60 p.

9. Gosk E., Galetskiy L., Yakovlev Ye. Yuncom Underground Nuclear Blast Chamber. Description and risk assessment during mine closure. Geological Survey of Denmark and Greenland. – Kiev, Copenhagen, 2003. – 24 p.

Рукопис отримано 6.02.2019.



Редакція приймає оригінальні, раніше не опубліковані статті геологічної, геолого-мінералогічної та технічної тематик.

Статті треба надсилати в друкованому (два примірники) й електронному вигляді, бажано українською мовою.

Обсяг однієї наукової статті – до 25 стор. машинопису через 2 інтервали (разом з табл., фото, рис. та підписами до них, бібліографічним списком, анотацією), оглядовою – 6–7 стор., інформаційного повідомлення – 3–4 стор.

До рукопису потрібно додати акт експертизи й такі відомості про автора/авторів: прізвище, ім’я та по батькові (повністю); учене звання й учений ступінь; посада чи професія; місце роботи (назва установи чи організації); адреса місця роботи, номер телефону; адреса місця проживання, номер телефону, електронна адреса, ORCID.

До кожної статті обов’язково навести: індекс УДК, реферат (мовою оригіналу та англійською), бібліографічний список за алфавітом (оформлений відповідно до сучасних вимог), рисунки, таблиці та підписи до них (окремі файли).

Комп’ютерні макети рисунків приймаються в разі дотримання таких умов.

Р а с т р о в а графіка: чорно-біле зображення – \*.tif чи \*.psd (Adobe PhotoShop); повнокольорове зображення – \*.tif, \*.eps, \*.psd-формат, розрізнення 300 dpi. Кольорова модель СМҮК, чорний колір в одному каналі.

В е к т о р н а графіка: файли формату \*.ai, \*.eps (Adobe Illustrator) чи \*.cdr (CorelDraw). Використані шрифти мають бути подані окремо або переведені в криві. Растрову графіку до векторного макета не заносити.

• Редколегія може не поділяти думок автора.

• Автори відповідають за точність викладених фактів, даних, цитат, бібліографічних довідок, написання географічних назв, власних імен, геологічних термінів тощо.

Рішення про публікацію статті в журналі приймається на основі незалежної експертизи, яку організовує редакція журналу.