

«ЕФЕКТ ДОМІНО» ТЕХНОГЕННИХ ЗМІН ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА У ФОРМУВАННІ ГЕОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ЧЕРВОНОГРАДСЬКОГО ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ

Ганна Буцацька, Василь Дяків

*Львівський національний університет імені Івана Франка,
вул. Грушевського, 4, Львів, Україна, 79005
e-mail: hanna.buchatska@lnu.edu.ua; dyakivw@yahoo.com*

У статті проаналізовано стан гідросфери й навколишнього середовища найбільшого вугле-видобувного комплексу на заході України до початку гірничих робіт, зміни геологічного середовища внаслідок понад півстолітнього видобування кам'яного вугілля, просідання поверхні над видобувними полями, накопичення відходів вуглевидобутку та вуглезбагачення з їхніми екзогенними й піро-метаморфічними змінами, а також природно-техногенну трансформацію Червоноградського гірничо-промислового району (ЧГПР). На основі експериментального та геофільтраційного моделювання, оцінювання хімічного складу вод у верхньокрейдовому горизонті тріщинуватих мергелів, аналізу надходження фтору в підземні води водозаборів ЧГПР висунуто гіпотезу про «ефект доміно» у формуванні геоecологічного стану ЧГПР.

Ініціюючим чинником екологічних проблем є виїмання з надр кам'яного вугілля й пустих порід із відпompовуванням шахтних вод. Це й активує утворення пустот у кам'яновугільних відкладах без їхнього закладення, що, у свою чергу, з часом провокує просідання поверхні над виробленим простором з утворенням мульд просідань, заболочень і техногенних озер. Вилучені з надр пусті породи з підвищеним умістом вугілля відсипаються в терикони, а зі збагаченого кам'яного вугілля відділяють некондиційні відходи збагачення та відсипають у породний відвал. Терикони пустих порід, породний відвал збагачувальної фабрики, шламонакопичувачі, відстійники шахтних вод та інші техногенні об'єкти, що забезпечують функціонування вуглевидобувного й вуглезбагачувального комплексу, разом із деформованою поверхнею над виробленим простором змінюють гідрогеологічні та гідрогеохімічні умови підземних вод.

Кислі сульфатні води з териконів і відвалу збагачувальної фабрики, які утворюються внаслідок екзогенного окислення піриту, потрапляють у геофільтраційне поле, рухаються від техногенних об'єктів до річок Західний Буг, Рати та Солокії, а також до водозаборів підземних вод у верхньокрейдовому горизонті тріщинуватих мергелів. Кислі сульфатні води активно взаємодіють із тріщинуватими мергелями верхньої крейди, нейтралізуються й зумовлюють екстракцію фтору з карбонатного та глинистого складників водоносної товщі з його концентруванням у підземних водах, що вилучаються водозаборами. Найбільш несприятливі умови притаманні Соснівському водозбору, вода якого в середині 1990-х років спричинила гіпоплазію та флюороз у дітей.

Ключові слова: Червоноградський гірничо-промисловий район, кам'яне вугілля, збагачення, складування відходів, терикони, оцінювання екологічного стану, підземні води, забруднення, ефект доміно.

На початку 50-х років минулого століття геологічне середовище в межах Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну, зокрема Червоноградського гірничо-промислового району (далі – ЧГПР), було природною системою з незначним техногенним впливом. Поверхневі та підземні води ще не забруднені, окремі ділянки меліоровані

й випрямлені ділянки річкових русел. До 1953 року населення району головно використовувало ґрунтові води четвертинних відкладів індивідуальними колодзями та річкову воду.

За природними гідрогеологічними умовами досліджуваний район належить до Волинсько-Подільського артезіанського басейну. Підземні води розповсюджені в усіх стратиграфічних відкладах, проте промислово використовують лише води верхньокрейдового водоносного горизонту. Сенноманський водоносний горизонт розповсюджений у зоні вилуговування мергелів сенонського над'ярусу, має значну потужність, широке територіальне поширення і є напірним. Безнапірний характер простежується на вододілах, а напір менший від водоносної потужності відкладів. Напори формуються на Подільській і Волинській височинах, а розвантажується водоносний горизонт у долини рік і балок численними джерелами, що зумовлює напрямок течії підземного потоку від вододілів до долини річки Західний Буг і його допливів.

Після того як у 1940–1050 роках у межах Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну були розвідані промислові поклади кам'яного вугілля на площу близько 10 тис. км² із балансовими запасами близько 970 млн. т, почалося гірничо-видобувне освоєння території, зокрема в північній частині Львівсько-Волинського басейну розвивався Нововолинський, а на півдні – ЧГПР. У межах ЧГПР, розташованого у Львівській області, кам'яне вугілля видобувають понад 60 років на території площею 100 км². У різний час тут працювало 12 шахт, функціонує збагачувальна фабрика, для задоволення їхніх потреб і водопостачання населення відбиралася вода з 5 водозаборів сумарним об'ємом до 100 тис. м³/добу. Тривале в часі функціонування гірничо-видобувного та збагачувального комплексу з порушенням цілісності геологічного середовища й накопиченням відходів призвело до появи низки геоекологічних проблем.

Зокрема на початку 90-х років минулого століття в м. Соснівці (Львівська область, Україна) у дітей виявлено гіпоплазію зубів різних форм. Комплексними медико-геологічними дослідженнями встановлено, що захворювання спричинене підвищенням умістом фтору в питній воді, яку подавали із Соснівського водозабору. Розглядався також вплив тектонічних розломів і надкознення по них вод із зони сповільненого водообміну, зокрема з кам'яновугільних і девонських відкладів. Проте верхньокрейдовий водоносний комплекс експлуатують у межах не тільки ЧГПР, а й усієї території Волино-Поділля, де виявлені чимало тектонічних порушень. При цьому геохімічні аномалії фтору наявні лише в тих водозаборах ЧГПР, які розташовані найближче до відвалів і териконів, а також у с. Топорові, Буського району, Львівської області, де можливий вплив на підземні води птахофабрики «Топорівська». Про «фторне забруднення» свідчили результати гідрохімічних опробувань та епідеміологічних обстежень, за якими найбільш негативного впливу на здоров'я зазнали діти на стадії формування постійних зубів. Підтвердженням такого висновку стало різке зменшення проявів флюорозу після припинення питного водопостачання із Соснівського водозабору й постачання води для технічних потреб копалень. Яким чином пов'язані між собою, визначає актуальність проведених досліджень.

Територія Червоноградського гірничопромислового району з видобутку кам'яного вугілля та його збагачення до промислових кондицій, що включає Червоноград і прилеглі до нього населені пункти, копальні з видобутку вугілля, збагачувальну фабрику з накопиченими териконами та відвалами, вважається одним із найбільш забруднених у Львівській області. Тут є проблеми з геологічним середовищем (просіданням поверхні над виробленим простором), якістю підземних вод, що призвело до епідемічно-значущої захворюваності на флюороз зубів, якістю атмосферного повітря від горіння вугільних відходів.

Цій проблемі присвячена низка публікацій, авторами яких є С.І. Бик, В.І. Узюк, Г.М. Бучацька, В.О. Дяків, Г.І. Рудько, Ю.П. Скатинський, В.П. Федосєєв, О.О. Мацієвська

[1–3; 6–8]. У цих роботах розглянуто екологічні й геохімічні наслідки експлуатації копалин ЧГПР. У праці Н.О. Крюченко детально розглянуто геохімічну поведінку фтору [4].

У роботах Ф.А. Руденко, R.C. Doble, C.T. Simmons, G.R. Walker, G. Nilson, T. Franz [5; 9; 10] вивчено теоретичні та прикладні аспекти гідрогеології, гідрогеологічного й геофільтраційного моделювання.

Водночас ми не знайшли публікацій, де висвітлено комплексні підходи до вирішення проблем взаємозв'язку вищезазначених проблем ЧГПР.

Мета статті – оцінювання стану ЧГПР, установлення й обґрунтування ймовірних взаємозв'язків, коли невеликі зміни одних складників природно-техногенної системи викликають аналогічні зміни сусідніх елементів, зокрема як із роботою вугільних копалин і збагачувальної фабрики пов'язані такі геоекологічні проблеми, як просідання поверхні, забруднення поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря та ґрунтів, а також негативний вплив на здоров'я людей.

До початку гірничих робіт із видобутку кам'яного вугілля в м. Червонограді та прилеглих до нього населених пунктах, у геологічному середовищі та рівнинному ландшафті, звідки підземні води стікали в річкову мережу басейну Балтійського моря, у річці Західний Буг і його притоках Солокія та Рата з допливом Болотня вагомими геоекологічними проблемами не фіксували (рис. 1).

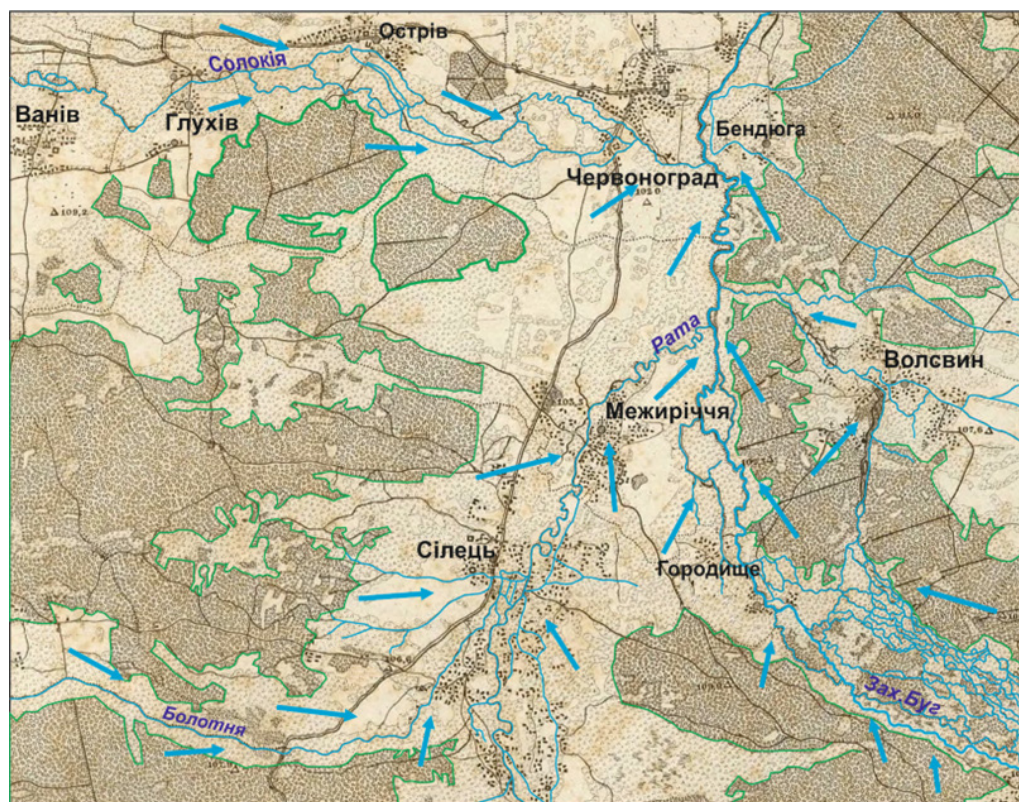


Рис. 1. Природний ландшафт території м. Червонограда та прилеглих до нього населених пунктів до початку гірничих робіт із видобутку кам'яного вугілля й напрямки природного стоку підземних вод у річкову мережу басейну Балтійського моря (річка Західний Буг і його приток Солокія та Рата з допливом Болотня)

У 1940–1950 роках розвідано родовища кам'яного вугілля ЧГПР як частини Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну, який, у свою чергу, виділяють у межах території України та є південно-східною околицею Люблінського кам'яновугільного басейну, основна частина, якого розташована в межах Республіки Польща (рис. 2).



Рис. 2. Межі ЧГПР у центральній частині Львівсько-Волинського басейну, який у межах території України є південно-східною околицею Люблінського кам'яновугільного басейну

У межах ЧГПР вугілля видобувають понад 60 років на території площею 100 км². У різний час тут працювало 12 шахт, функціонує збагачувальна фабрика, для задоволення їхніх потреб і водопостачання населення відбиралася вода з 5 водозаборів сумарним об'ємом до 100 тис. м³/добу (рис. 3).

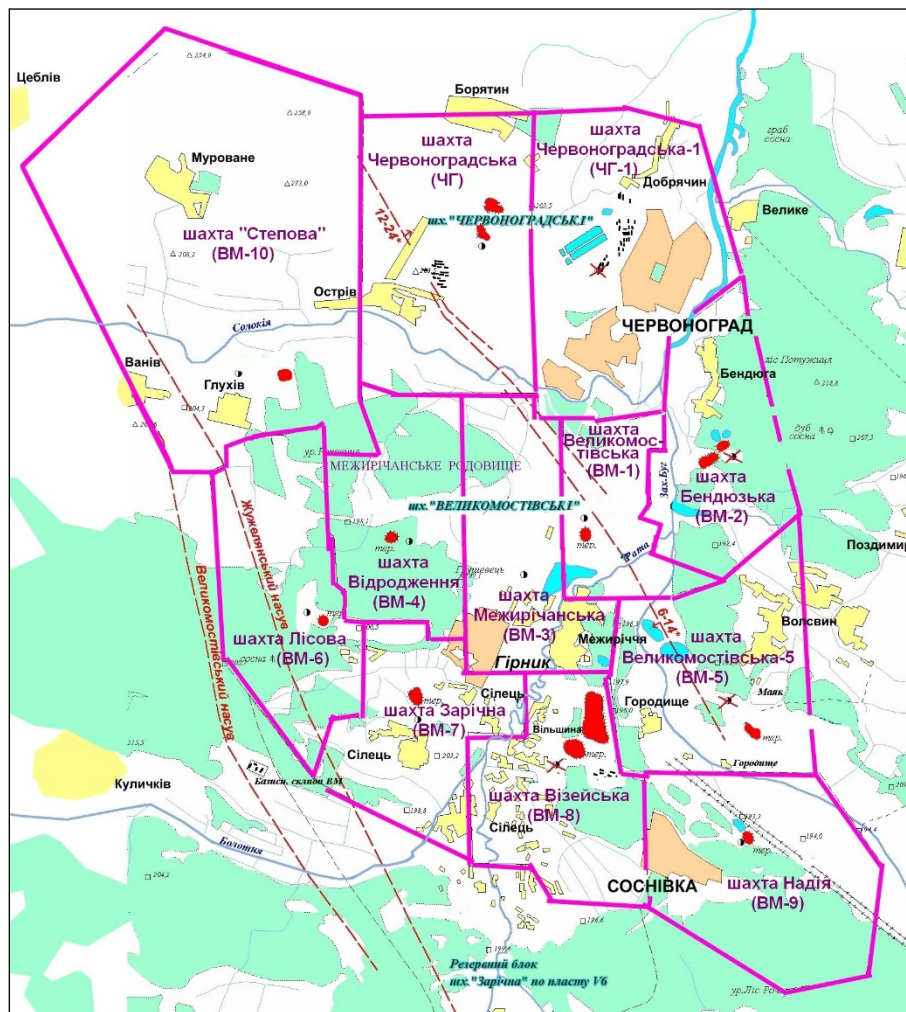


Рис. 3. Межі гірничих відвалів, місця розташування відвалів шахт ЧГПР

За цей час у межах ЧГПР нагромаджено понад 100 млн м³ відходів вуглевидобутку й вуглезбагачення, які у вигляді відвалів і териконів займають площу понад 270 га.

Копальні експлуатували від одного до трьох вугільних пластів потужністю 0,7–1,5 м, найбільш придатних до промислової розробки на глибинах 425–500 м. Їхній річний максимум видобутку становив 10 млн т. у 1980-ті роки. Останніми роками видобуток значно зменшився у зв'язку з відпрацюванням більшої частини легкодоступних запасів, суттєвим ускладненням гірничо-геологічних умов, зношеністю технічного обладнання, ліквідацією чотирьох копалень: «Червоноградська-1» (1995 рік), «Великомостівська-5» (2000 рік), «Бендюзька» (2006 рік) і «Візейська» (2009 рік). Діючі сьогодні копальні – «Великомостівська», «Червоноградська», «Степова», «Відродження», «Межирічанська», «Лісова», «Зарічна» (ДП «Львіввугілля») і шахта «Надія» – підтримують сумарний видобуток на рівні 1,5–2 млн т на рік (2010–2014 роки).

Вугілля ЧГПР характеризують високою зольністю, на рівні 45–55%, і високою сірчистістю, яка мінералогічно зумовлена підвищеним умістом піриту й марказиту. Наявність у вмисних породах – до 70% кварцу, карбонатів (кальциту, доломіту, сидериту, анкериту) – до 10%, польових шпатів – до 5–7%, слюд (біотит, мусковіт) – 2–3% в умовах відновного геохімічного бар'єру зумовлює сприятливі умови для відкладення піриту, марказиту й навіть самородної сірки. Кількість піриту в окремих зразках досягає 3–5%. У зв'язку з цим його доводять до кондиційних вимог на збагачувальній фабриці «Червоноградська» ПАТ «Львівська вугільна компанія» (колишня Центральна збагачувальна фабрика), де більша частина видобутого рядового вугілля з фактичною зольністю 46,4% іде у відходи: вихід продуктів збагачення готового вугільного концентрату становить лише 48,04% (станом на 2013 рік). З огляду на це, технологія підземного видобутку вугілля та його збагачення в межах Червоноградського ГПР передбачає складування відходів у відвали (терикони), хвостосховища, шламовідстійники (гідровідвали), відстійники.

Мінералізовані води, які відкачують із копалень, накопичують у відстійнику шахтних вод. Пусті породи та некондиційне вугілля складують безпосередньо біля кожної із шахт у вигляді териконів. Великі фракції відходів збагачення (більші ніж 50 мм) накопичують у найбільшому породному відвалі збагачувальної фабрики. Тонкі фракції відходів (0,1–0,2 мм) акумулюють у двох хвостосховищах площею 72 га і 59 га. Шламові відходи складують у гідровідвалі (шламовідстійнику). Загальний об'єм накопичених відходів на території ЧГПР становить понад 100 млн м³ породних відвалів, 14 млн м³ великих і 12 млн м³ дрібних фракцій хвостів збагачення. Усі ці відходи локалізовані просто неба, не захищені від атмосферних опадів, і вода, проникаючи крізь їхню товщу, перетворюється на кислі інфільтрати зі значеннями рН менше зі 2 та мінералізацією від 3 до 30 г/дм³ (рис. 4).

Для з'ясування причинно-наслідкових зв'язків забрудненості фтором підземних вод ЧГПР ми детально вивчили основні закономірності геохімії фтору, застосували методи експериментального й гідрогеологічного моделювання, якими показано закономірності взаємодії кислих сульфатних вод і тріщинуватих мергелів, а також особливості руху забруднених вод від техногенних об'єктів (породних відвалів, хвостосховищ, гідровідвалу, відстійника шахтних вод) до ділянок природного розвантаження – річок Західний Буг, Раги та Солокії, а також до підземних водозаборів, насамперед до Соснівського водозабору, і запропонували власну версію «фторного» забруднення.

Метод експериментального моделювання застосовано для геохімічного вивчення процесів взаємодії кислих сульфатних вод і тріщинуватих мергелів, наслідком яких є зміна хімічного складу, а саме концентрація фтору у воді. За таких умов експериментальне моделювання є різновидом фізичного моделювання, згідно з яким динамічно змінюються умови експерименту, що мають деяку подібність до реальних фізичних об'єктів: сульфатно-кислих інфільтратів териконів і водоносного горизонту в тріщинуватих мергелях (відповідають основним положенням теорії подібності). Тобто необхідна фізико-хімічна подібність процесів моделі й об'єкта, які дають можливість визнавати їх тотожними за різними критеріями подібності у відповідних точках експериментальної моделі й реальних об'єктів. Перевагою такого підходу є наочність: експериментальна модель відтворює практично всі сторони оригіналу, можливість відтворення сукупності природних процесів у лабораторних умовах, і простота в інтерпретації отриманих результатів.

Гідрохімічний склад вод визначали за стандартними методиками аналізу. Отриманий матеріал опрацьовано завдяки системному і статистичному узагальненню, на основі чого зроблено обґрунтовані висновки щодо гідрохімічного складу вод унаслідок взаємодії кислих сульфатних вод із тріщинуватими мергелями. Досліджено значний масив фондових матеріалів із хімічного складу підземних і поверхневих вод. При цьому застосовано

системний підхід, що враховує причинно-наслідкові зв'язки залежності зміни вмісту фтору у воді, формування хімічного складу вод від геологічної будови й техногенного навантаження.

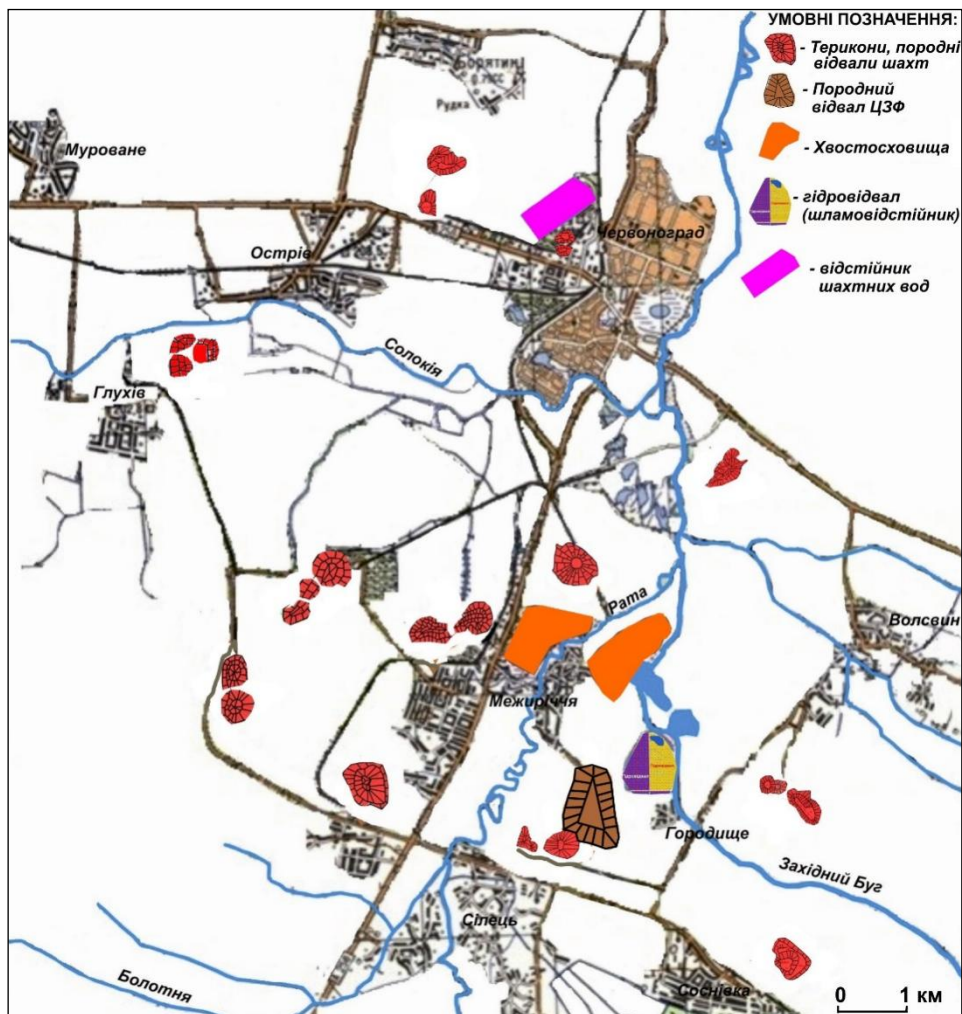


Рис. 4. Головні техногенні об'єкти негативного впливу на природні води в межах Червоноградського ГПР

Для виявлення зв'язків і залежностей застосовано методи гідрогеологічного моделювання за допомогою програмного пакету Visual ModFlow, створеного фірмою Waterloo Hydrogeologic Software (Канада) [9; 10].

За природними гідрогеологічними умовами досліджуваній район належить до Волинсько-Подільського артезіанського басейну. Підземні води розповсюджені в усіх стратиграфічних відкладах, проте промислово використовують лише води верхньокрейдового водоносного горизонту. Сеноманський водоносний горизонт розповсюджений у зоні вилуговування мергелів сеноманського над'ярусу, має значну потужність, широке

територіальне поширення і є напірним. Безнапірний характер простежується на вододілах, а напір менший від водоносної потужності відкладів. Напори формуються на Подільській і Волинській височинах, а розвантажується водоносний горизонт у долини рік і балок численними джерелами, що зумовлює напрямок течії підземного потоку від вододілів до долини річки Західний Буг і його допливів (рис. 5). На цьому етапі можна говорити про не порушений стан геофільтраційного поля й гідрогеохімічних умов.

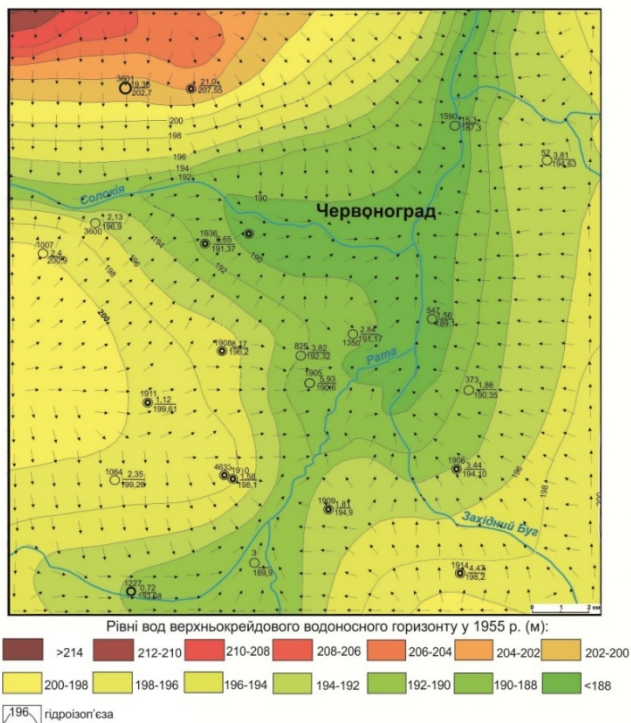


Рис. 5. Геофільтраційні умови ЧГПР до початку проведення гірничих робіт

Геологічне розвідування родовищ з одночасним проектуванням і будівництвом вугледобувного комплексу, проходження стволів і підземних гірничих виробок виконували без дотримання природоохоронних заходів. У 1957 році почали експлуатувати шахти «Бендюзька», «Великомостівська-1», «Межирічанська». Станом на 1965 рік уже працювали 5 ВМ і «Візейська» (уведені в дію 1960 року), «Відродження» (1961 рік), «Надія» (1962 рік), «Червоноградська № 1» (1963 рік). Геологічне середовище ЧГПР зазнає первинного порушення: формуються мульди осідання над виробленим простором, просідає русло річки Західний Буг і лівий берег річки Рати, змінюються напрями геофільтраційних потоків до ділянок осідань. Разом із будівництвом перших шахт і гірничих селищ почали розвідувати водозабори підземних вод у сенонських відкладах верхньої крейди й експлуатувати їх. Так запрацювали Бендюзький (1962 рік) і Борятинський (1963 рік) водозабори. У результаті їхнього функціонування утворилися депресії, які стягують забруднені води від шахтних териконів.

Зі зростанням видобутку й видробкою потужних запасів виникла потреба збагачення вугілля. Із цією метою побудовано центральну збагачувальну фабрику «Червоноградська»

(1979 рік) потужністю 9,6 млн т. Найбільшого видобутку вугілля досягли в 1978–1979 роках (до 15 млн т.) і такий рівень тримався до 1982 року, а далі поступово зменшувався. Обсяг засмічення вугілля по басейну 1985 року становив третину видобутку, унаслідок чого в териконах шахт і ЦЗФ накопичили велику кількість вуглевмісних порід з уламками вугілля, піриту й інших компонентів. 1986 року почали експлуатувати Соснівський водо-забір, Межирічанський – із 1991 року, а Ванівський станом на 2000 рік перебуває на стадії будівництва.

Розробка вугільних пластів призвела до порушення геологічного середовища через провали над відробленим простором і формування мульд осідання на поверхні, складування пустих порід і формування техногенного рельєфу, виведення з ужитку сільсько-господарських земель.

За відсутності будь-яких техногенних впливів породи перебувають у рівноважному напруженому стані. Видобування вугілля зумовлює зміни напруженого стану гірських порід із вертикальними (нахили, скручування, тріщини) та горизонтальними (розтягнення, стиснення, зсуви) деформаціями через обвалення масиву і зсуванням перекриваючих порід із формуванням мульд осідання на земній поверхні. Максимальне порушення природної структури вуглевмісних відкладів спостерігають безпосередньо над відробленим простором, де формується зона дезінтеграції породного масиву. Висота зони дезінтеграції масиву головно залежить від потужності вугільного пласта, який видобули, і становить 3–5 м. Над зоною обвалення у пісковиках, аргілітах та алевролітах (кам'яновугільних відкладах), а також верхньокрейдових глинистих мергелях по краях зміщення виникають тріщини, які збільшують водопроникність порід над відпрацьованим простором, змінюють режим поверхневих і підземних вод. Зсування проходить швидко, протягом перших місяців після відробки видобувних блоків. Далі поверхня зазнає повільних деформацій, які затухають протягом 1–2 років. Фактично просідання поверхні землі досягає 2–4 метри станом на 2015 рік (рис. 6).

Для крайової частини мульди осідання характерні деформації розшарування. На земній поверхні горизонтальні деформації направлені до центру мульди, на краях – розтягнення, а в центрі – стиснення. Осідання земної поверхні призводить до формування ослаблених зон, крайової техногенної тріщинуватості, які зумовлюють формування фільтраційної зональності, зростання проникності, збільшення тріщинної пористості, площинного живлення й підземного акумулювання вод зміненого гідрохімічного складу.

Над зоною зміщення на поверхні формуються мульди осідання з озерами та зонами акумулювання важких інфільтратів у четвертинному й верхньокрейдовому водоносних горизонтах.

Над зоною зміщення в карбонових відкладах на поверхні шахтних полів формуються мульди осідання, які заболочуються та перетворюються на техногенні озера. Такі території стають непридатні для сільськогосподарського користування. Максимальні осідання, деформації та швидкості зсування прямо залежать від потужності пласта, який видобувають. За невеликих кутів падіння пластів (до 5°) мульда осідання симетрична відносно площини, що проходить через точку максимального осідання паралельно до простягання пластів. Глибина залягання пластів теж впливає на деформації земної поверхні. Зі зростанням глибини видобутку всі деформації на земній поверхні зменшуються [4].

Утворення мульд просідань. Значні деформаційні процеси зумовили поширення в межах ЧГПР процесів підтоплення і вторинного заболочення. В окремих місцях утворилися антропогенні субаквальні комплекси (ями-озера) – овальної чи округлої форми замкнуті зниження з діаметром 100–150 м, які постійно заповнені поверхневими й ґрунтовими водами. Найбільші озера, що виникли в результаті підтоплення, мають діаметр

до 500–800 м і площу понад 10 га. Частина субаквальних комплексів виникла на місці колишніх заболочених ділянок, інші з'явилися на тих полях, де раніше заболочення не спостерігали та які були зайняті ріллею, сіножатями, пасовищами чи лісами. Підтоплені ділянки зафіксовано в межах окремих житлових чи промислових площ міста Червонограда. Глибина осідань змінюється від 0,6 до 3,9 м. Село Межиріччя, розташоване в межах поля шахти Межирічанська, інтенсивно підробляється гірничими виробками. Пласти залягають на глибині 430–470 м із середніми потужностями 1,30–1,50 м. Через видобуток вугілля й обвалення покрівлі очисних виробок поверхня лівобережної частини села понизилася в середньому на 1 м, а на окремих ділянках до 1,8–2,2 м. Поверхня с. Бендюжка відпрацьована гірничими виробками шахти «Бендюзька» й понизилася на 1–2 м.

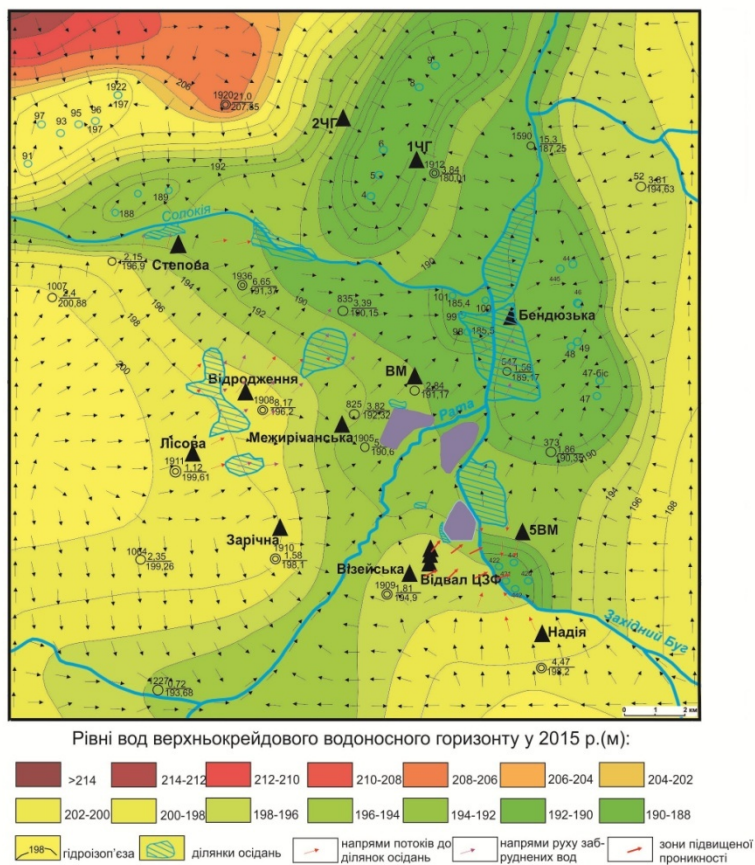


Рис. 6. Геофільтраційні умови Червоноградського ГПР станом на 2015 рік

Деформаційні процеси простежуються на площі близько 7 000 га, а глибина, максимальні значення просідання земної поверхні зафіксовані в межах закритої й уже ліквідованої шахти «Великомостівська-5» і шахти «Межирічанська», де місцями вони перевищують 3,2–3,5 м. Такі високі показники негативних процесів осідання збіглися з долиною річки Західний Буг, що призвело до появи нового русла річки, утворення озера площею понад 10 га та збільшення швидкості течії річки до 1,0–1,2 м/с вище за це місце [3; 5; 6].

Західний Буг є головним контуром живлення чистою водою Соснівського водозабору. Унаслідок просідання русло дуже швидко замулюється й різко зростає фільтраційний опір донних відкладів. За таких умов суттєво погіршується живлення Соснівського водозабору через тампонування порового і тріщинного простору водовмісних порід, значного зменшення коефіцієнта фільтрації, а також пришвидшення поверхневого стоку.

Ці зміни вплинули й на водоносні горизонти досліджуваного району. Так, на тих ділянках, де утворилися мульди осідання, у водоносних горизонтах у четвертинних і верхньокрейдових відкладах з'явилися аналогічні заглиблення, які стають зонами акумулювання забруднених стоків з териконів (рис. 7).

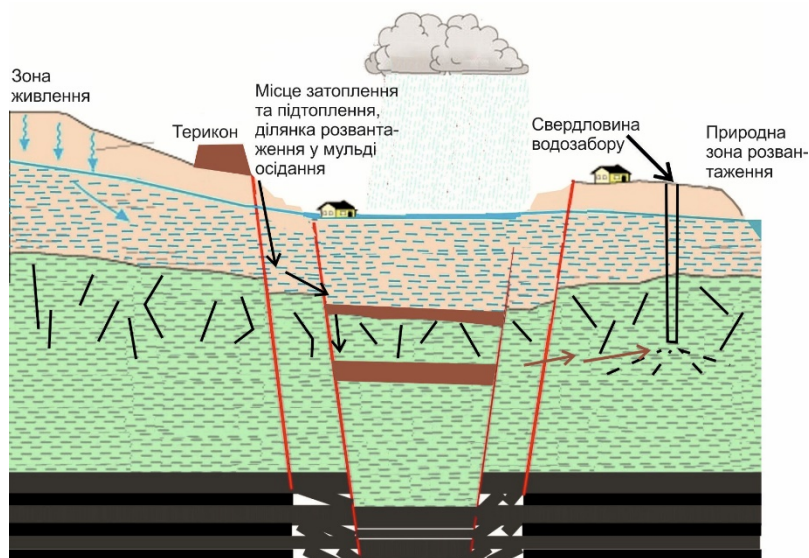


Рис. 7. Формування мульд осідання над ділянками обвалення виробленого простору і стоку від териконів по крайових зонах техногенної тріщинуватості забруднених вод у порушені водоносні верстви четвертинних і верхньокрейдових відкладів

Терикони й відвали, менші за хвостосховища та відстійники, є об'єктами деформаційного впливу на водоносні горизонти, насамперед четвертинний і менше крейдовий. Видобуток вугілля призводить до створення техногенних форм рельєфу, у яких закумуляовано великий об'єм пустих порід, що досягає для різних шахт від 1 до 4 млн м³. Загалом у териконах і відвалах збагачувальної фабрики заскладовано понад 100 млн м³, що створює тиск на ґрунти. На ділянках, де видобули вугілля, утворюються пустоти, а на поверхні – мульди осідання. Терикони під значною вагою порід, накопичених у них, призводять до ущільнення й осідання ґрунтів. Експериментальні дослідження щільності відвального масиву в ЧГПР виявили, що біля поверхні вона близька до 1,17 т/м³, а на глибині 5,0 м збільшується до 1,30–1,32 т/м³. Для відвалів висотою 30–35 м у їхній нижній частині щільність масиву досягає 1,50–1,55 т/м³. Для відвалу з висотою 50 м прогнозована щільність у нижній зоні може досягати 1,70 т/м³. Стосовно масиву відвалу, то в процесі формування його початкова пористість постійно зменшується за рахунок ущільнення [4]. Унаслідок гравітаційної дії териконів ущільнюється й водоносний горизонт і водотрив. Породні відвали, окрім впливу на хімічний склад підземних вод, змінюють природні напрями розвантаження природних вод. Зі збільшенням щільності

зменшується проникність порід, знижуються фільтраційні показники, а відтак змінюється природний напрям руху вод.

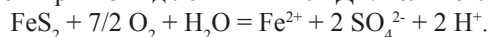
Основними породами, які формують відвали, є аргіліти, алевроліти, пісковики та вапняки. Для аргілітів характерним є підвищений уміст Li, V, B, P, Zn, Pb, Bi, Co. Дослідженнями, проведеними ДГП «Західукргеологія», встановлено, що сумарне забруднення ґрунтів хімічними елементами (Pb, Mn, Cr, Ni, Mo, U, Cu, Zn, Co тощо) з перевищеннями ГДК становить від 4 до 20 разів. Щодо розподілу важких металів на відвалах і довколишніх територіях виявлено, що безпосередньо біля підніжжя териконів шахт спостерігаються максимальні валові концентрації Co, Ni, Mo, V, Ba, Pb у ґрунтах. Максимальні концентрації в ґрунтах As, Zn, Cd, Hg поширені навіть на відстані 1–3 км від териконів.

Найбільший уміст Cr зафіксовано безпосередньо біля териконів і на відстані 1–2 км від них. Серед рухомих форм хімічних елементів у ґрунтах виявлено максимально аномальні концентрації Pb, Zn, Cr на відстані 50–300 м від териконів. Найвіддаленіші від териконів максимальні значення вмісту в ґрунтах мають Ni та Mn. Максимальні концентрації рухомих форм Co й Cu зареєстровано на відстані до 1–3 км від териконів. Найвищий коефіцієнт транслокації порода-ґрунт валового вмісту мають Pb, Ni, Mn. Рівень забруднення ґрунтів для більшості елементів на окремих ділянках перевищує в декілька разів гранично допустимі норми, досягаючи для окремих елементів 5–7 ГДК.

Унаслідок вимивання й видування цих елементів із крихкої породи відбувається отруєння не лише прилеглих екосистем, а й жителів навколишніх міст і сіл. Найнебезпечнішими негативними наслідками накопичення відходів за таких умов є забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод важкими металами, фтором, їхнє закислення та невідповідність санітарно-гігієнічним нормативам. Зокрема, на території Сокальського району Львівської області досліджено вплив підвищеного вмісту хімічних речовин у природному середовищі на стан здоров'я дітей. Так, серед дітей і підлітків м. Соснівки в 1990-ті роки зафіксоване зростання захворюваності на флюороз зубів.

Виявлено в дітей м. Соснівки, яке знаходиться на відстані 2 км від відвалу збагачувальної фабрики та 1 км від відвалу шахти «Надія», однакову динаміку зміни мікрої макроелементного складу крові та волосся. За результатами аналізів, порівняно з регіональними нормами, встановлено підвищення вмісту важких металів Cr, Cd, Pb у крові та волоссі, зменшення в крові хімічних елементів Fe, Cu та Zn – до 1,5 раза, Mn – до 2 разів, а у волоссі дітей – різке зменшення вмісту Fe, Mn і Zn. Ці зміни негативно позначилися на здоров'ї дітей. Результати вивчення розподілу важких металів у ґрунтах населених пунктів області, де була підвищена захворюваність дітей на гіпоплазію, і аналізу характеру нагромадження цих металів у продуктах харчування, волоссі, зубах, крові, м'язях, кістках дітей показують, що до 70% важких металів надходить в організм людей із водою і продуктами харчування, з урахуванням чого й встановлені гігієнічні нормативи для 25 ксенобіотиків, зокрема іонів: ртуті, кадмію, свинцю, миш'яку, міді, цинку, заліза, стронцію, олова, сурми, нікелю, хрому, фтору, алюмінію, йоду.

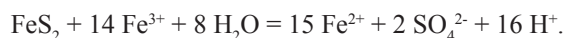
Геохімічні зміни проходять через формування кислих інфільтратів шляхом біохімічного окиснення й горіння. Тристадійне біогеохімічне окислення піриту є ініціюючим чинником самозапалення вугільних відвалів і зміни їхнього мінерального складу у разі пірометаморфізму [3]. На першій стадії під каталітичною дією бактерій виду *Thiobacillus ferrooxidans* окиснюється пірит із виділенням 1440 кДж/моль тепла:



На другій стадії бактерії цього ж виду призводять до переходу двовалентного заліза в тривалентну форму з виділенням 102 кДж/моль тепла:



На третій стадії хімічна взаємодія піриту і тривалентного заліза призводять до розкладу сульфідного мінералу до сульфатів і відновлення двовалентного заліза з виділенням 11 кДж/моль тепла:



Наявність піриту у вугільних відвалах, перехід двовалентного заліза з першої та третьої стадій у другу забезпечують безперервність процесу окиснення, є своєрідним біогеохімічним реактором, швидкість процесів у якому в натурних умовах лімітується дифузією кисню у відвали, надходженням його з атмосферними опадами й поверхневими водами.

За таких умов у поверхневі та підземні води стікають кислі сульфатні води, які разом із токсичними мікроелементами є головними чинниками погіршення геоекологічного стану території.

Кислі інфільтрати мігрують у четвертинний горизонт, де їхня агресивність зменшується в лесових товщах (північна територія Червоноградського ГПР, район шахти «Червоноградська») завдяки реліктам карбонатів і майже не змінюється на решті території, де переважають алювіальні відклади заплав і надзаплавних терас. Потрапляючи у водоносний горизонт у верхньокрейдових відкладах, інфільтрати з териконів спричиняють сірчаноокислотне вилуговування тріщинуватих мергелів. Це призводить, з одного боку, до нейтралізації кислих вод карбонатом кальцію, з іншого боку, екстрагування фтору з карбонатного та глинистого складників мергелів. Причому лімітуючим чинником цих процесів є вміст сульфатної кислоти в інфільтраті до її повної нейтралізації.

Джерела фтору. Одним із етапів еволюції геофільтраційного поля є збагачення підземних вод фтором, яке має свої обмеження накопиченими запасами піриту, інтенсивністю його розпаду й, відповідно, інтенсивністю відпомповувань із водозаборів.

У підземні води фтор надходить через розчинення гірських порід. Найбільші кількості фтору в осадових породах пов'язані з фосфатами, слюдами та глинистими мінералами. Розподіл у них фтору зумовлений насамперед первинним його вмістом у слюді материнських порід, а також ступенем епігенетичного перетворення й гідратації.

Основне джерело фтору – флюорит (CaF_2), який містить близько 48,7% фтору. У слабко нейтральних і лужних середовищах розчинений F^- поглинається карбонатами (з утворенням CaF_2). За наявності елементів, які з фтором утворюють стійкі комплексні сполуки, розчинність фторумісних сполук збільшується зі зростанням стійкості комплексної сполуки і фтор інтенсивніше переходить у водну фазу. Тому розчинність флюориту збільшується за наявності іонів водню ($\text{CaF}_2 + 2\text{H}^+ = \text{Ca}^{2+} + 2\text{HF}$) та алюмінію ($\text{CaF}_2 + \text{Al}^{3+} = \text{AlF}_2^+ + \text{Ca}^{2+}$). Це положення стосується також усіх інших елементів, які становлять кристалічну основу його сполук. Отже, збільшення у воді концентрації іонів OH^- , CO_3^{2-} сприяє вилученню з порід фтору: $\text{CaF}_2 + \text{OH}^- = \text{CaOH}^+ + 2\text{F}^-$, $\text{CaF}_2 + \text{CO}_3^{2-} = \text{CaCO}_3 + 2\text{F}^-$ – відбувається гідроліз фторкомплексних сполук, вони руйнуються та вивільняється фтор із координаційного стану [2].

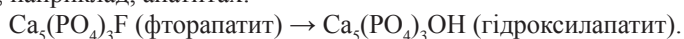
Середній вміст фтору, %: у вапняках – 0,56; доломітах – 0,078; мергелях – 0,103; крейди – 0,044 [5].

У морських відкладах F концентрується шляхом адсорбції на глинах, а також накопичується за біогеохімічних процесів [7]. Значний вміст фтору характерний для фторапатиту (1,2% до 3,2%). На початку пізньокрейдової епохи відбулася одна з найбільших в історії Землі трансгресія моря, протягом якої відклалися потужні верстви мергелю та крейди. На формування крейдового фосфогенезу вплинув прибережний апвелінг глибинних вод, який зумовив накопичення біогенів (P , $\text{C}_{\text{орг}}$, SiO_2) у крайовому Східноєвропейському крейда-палеогеновому морі. В осадових відкладах апатит належить до продуктів седиментогенезу. Джерелом фосфору слугував апатит кристалічних порід Українського

щита. Розчинені фосфати у верхніх частинах моря майже повністю поглинав планктон, значна частина якого після відмирання падала на дно морського басейну й розкладалася, збагачуючи ґрунтовий розчин фосфатами; з нього за певних концентрацій фосфатна речовина випадала в осад, формуючи жовна, або розсіювалася окремими мікрозернами.

Фосфорити мезозою-кайнозою заходу України представлені курськітом, який має усереднену формулу $\text{Ca}_{9,8}\text{P}_2\text{C}_{1,3}\text{O}_{23,4}\text{F}_2(\text{OH})$, мінеральним складником кісток і зубів ела-смобиранхій є франколіт. Уміст фтору в складі жовнових фосфоритів змінюється від 1,65% до 3,10%. Уміст фтору в глинистих мергелях становить 0,15%, зокрема у фракціях 0,01–0,001 мм – 0,10%, а у фракції <0,001 мм – 0,262.

Фтор у воді перебуває у формі негативно зарядженого іона. Близькість іонних радіусів іона фтору ($r = 1,33 \text{ \AA}$) та гідроксил-іона ($r = 1.40 \text{ \AA}$) пояснює легке заміщення в деяких мінералах, наприклад, апатитах:



У глинистих мінералах уміст фтору змінюється від мінімального (до 0,005%) у као-лінітах до максимального (1,1% і більше) в монтморилонітах. Глинисті мінерали в осадо-вих породах представлені мінеральними асоціаціями, які складені переважно каолінітом, монтморилонітом, гідрослюдою і хлоритом у різних кількісних співвідношеннях. Фтор у глинистих породах концентрується переважно в монтморилоніті та гідрослюдах, %: као-лініт – 0,026–0,240; галуазит – 0,018; бентоніт – 0,41; гідрослюда – 0,58; серицит – 0,03–0,18. Варто зазначити, що уміст фтору в глинистій фракції збільшується в послідовності каолініт – хлорит – гідрослюда – монтморилоніт. Величина десорбції F породами змінюється в такій послідовності (г/т): вапняки – 10–16, алеврити, аргіліти – 8–22, пісковики – 6–27, глини – 27, ангідрити – 27, фосфорити – 30.

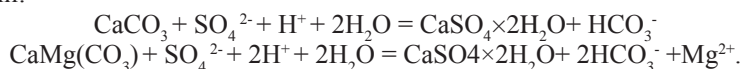
Розчинність кальцієвих солей фтору є незначною. Тому уміст фтору в підземних водах залежить від умісту кальцію. Через різну розчинність фторидів натрію і кальцію пере-хід фтору з порід у підземні води, а також його уміст у цих водах залежить від величини Na/Ca. Зі збільшенням величини Na/Ca зростає концентрація фтору в підземних водах. Сприятливими для нагромадження фтору в підземних водах є високолужні натрієві безкаль-цієві води, у яких концентрація цього елемента зростає зі збільшенням мінералізації води.

На основі проведеного експериментального й геофільтраційного моделювання ми запропонували принципово нову гіпотезу надходження фтору в підземні води водоза-борів ЧГПР. Атмосферні опади, проходячи через терикони, змінюють свій хімічний склад. Потрапляючи в геофільтраційне поле, забруднена вода мігрує до зон розвантаження в при-родні водотоки – ріки Західний Буг, Солокію та інші природні чи штучні водозабори. На шляху руху інфільтрату є мульди осідання, у яких акумулюються ці води. На ділянках мульд осідання, у водоносних горизонтах у четвертинних і верхньокрейдових відкладах з'явилися аналогічні заглиблення. Зі значної кількості забруднюючих компонентів пріоритет мають продукти окиснення піриту й сульфідних мінералів, що є у вугіллі та пустих породах. Головно рухомими продуктами реакції окиснення піриту є Fe^{2+} , SO_4^{2-} , H^+ . Їхнє надходження змінює природні гідрогеохімічні умови. Підземні води зазнають техногенної метаморфізації з формуванням підземних вод сульфатного типу з високою мінералізацією і, відповідно, більшою густиною. Вода Соснівського водозабору сульфатно-гідрокарбо-натна переважно хлоридно-гідрокарбонатна натрієва, магнієво-натрієва з мінералізацією 0,56–0,98 г/дм³.

У забруднених водах є високий уміст сульфатів, в інфільтраті з териконів їхній уміст змінюється від 428,8 мг/дм³ (дренажна канава біля копальні «Відродження») до 11 г/дм³. Важчі солоні води рухаються вниз до підшви водоносного горизонту в четвертинних від-кладах та акумулюються в заглибленнях від осідання. Далі по тріщинах ці води рухаються

вниз до тріщинуватої зони водоносного горизонту у відкладах верхньої крейди. Важчі солоні води швидше рухаються в нижній частині пласта й акумулюються на ділянках осідання. Ці ділянки з акумульованим стоком разом із териконами, шламосховищами, гідровідвалами є контуром надходження кислих сульфатних вод у тріщинуваті мергелі. Така вода, рухаючись по тріщинах, розчиняє мергелі верхньої крейди. Унаслідок кислотної обробки тріщинного простору мергелів фтор екстрагується як із карбонатного, так і глинистого складників тріщинних мергелів, а його концентрація в підземних водах зростає. При цьому підвищується водопровідність ділянок міграції кислих сульфатних вод, а бар'єрна функція мергелів як потужного карбонатного буфера суттєво зменшується, відповідно, до раніше запропонованої нами моделі (рис. 8).

Карбонатний складник мергелів взаємодіє з продуктами окиснення піриту за такими реакціями:



У разі вмісту сульфатів у воді більше ніж 300 мг/дм³ випадає в осад гіпс, який осідає на стінках тріщин, і нейтралізується кислотність інфільтратів [4]. За наступних сприятливих умов (інтенсивні опади) проходить розбавлення високомінералізованих інфільтратів, що спричиняє дефторизацію води.

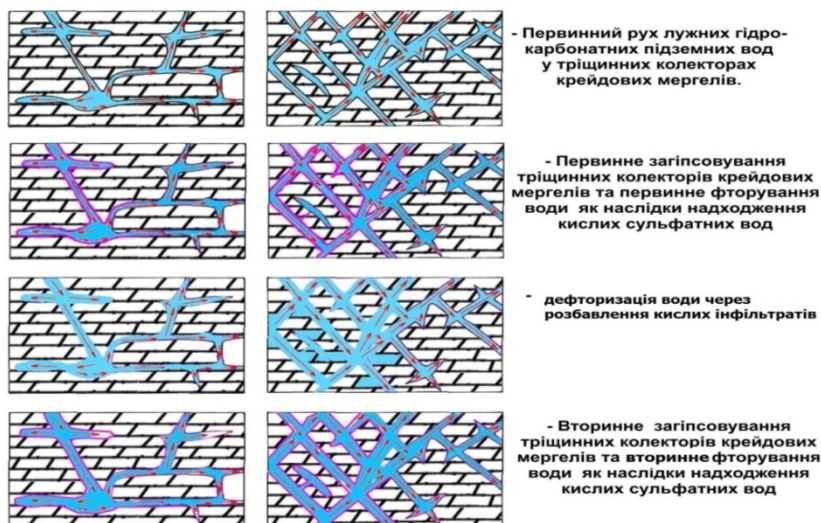


Рис. 8. Сірчаноокислотна обробка тріщинуватих мергелів верхньої крейди інфільтратами вугільних відвалів

Така зміна надходжень кислих інфільтратів пояснює зміну вмісту фтору у воді водозаборів. Під час роботи водозаборів рух підземних вод змінюється: у ході відкачування проходить підтягування інфільтрату до свердловин.

Таким чином, геологічне середовище ЧГПР натеper є природно-техногенною системою, де в процесі видобутку вугілля проявився ефект доміно, коли первинні радикальні зміни геологічного середовища, пов'язані з утворенням шахтних пустот і відвалів на поверхні, призвели до значно менших змін водного й повітряного середовища, що зумовило всю сукупність геоecологічних проблем, зокрема пов'язану зі здоров'ям людей.

На підставі проведених досліджень можна зробити такі висновки:

1. На основі експериментального й геофільтраційного моделювання, оцінювання хімічного складу вод у верхньокрейдовому горизонті тріщинуватих мергелів, аналізу надходження фтору в підземні води водозаборів ЧГПР висунуто гіпотезу про ефект доміно у формуванні геоекологічного стану ЧГПР. Ефект доміно означає, що невелика зміна одного з елементів викликає зміни в інших складників природно-техногенної системи, що свідчить про пов'язану послідовність подій, які зумовили виникнення геоекологічних проблем.

2. Ініціюючим чинником екологічних проблем є виїмка з надр кам'яного вугілля й пустих порід із відпомповуванням шахтних вод. Це перший елемент ефекту доміно, що активує утворення пустот у кам'яновугільних відкладах, без їхнього закладення, що, у свою чергу, з часом провокує просідання поверхні над виробленим простором з утворенням мульд просідань, заболочень і техногенних озер.

3. Вилучені з надр пусті породи з підвищеним умістом вугілля відсипаються в терикони, а зі збагаченого кам'яного вугілля відділяють некондиційні відходи збагачення й відсипають у породний відвал. Терикони пустих порід, породний відвал збагачувальної фабрики, шламонакопичувачі, відстійники шахтних вод та інші техногенні об'єкти, що забезпечують функціонування вуглевидобувного й вуглезбагачувального комплексу, разом із деформованою поверхнею над виробленим простором змінюють гідрогеологічні та гідрогеохімічні умови підземних вод.

4. Складування відходів у відвали й терикони в межах ЧГПР, їхнє горіння, просідання денної поверхні над виробленим простором є головними чинниками різкого погіршення всіх без винятку компонентів довкілля.

5. Для підземних вод крейдового водоносного горизонту притаманний підвищений уміст як низки мікроелементів, так і фтору, який має неприродне геохімічне походження, а тісно пов'язаний із надходженням кислих вод із відвалів. Кислі сульфатні води з териконів і відвалу збагачувальної фабрики, які утворюються внаслідок екзогенного окислення піриту, потрапляють у геофільтраційне поле, рухаються від техногенних об'єктів до річок Західний Буг, Рати й Солокії, а також до водозаборів підземних вод у верхньокрейдовому горизонті тріщинуватих мергелів.

6. Кислі сульфатні води активно взаємодіють із тріщинуватими мергелями верхньої крейди, нейтралізуються та спричиняють екстракцію фтору з карбонатного й глинистого складників водоносної товщі з його концентруванням у підземних водах, що вилучаються водозаборами. Найбільш несприятливі умови притаманні для Соснівського водозабору, вода якого в середині 1990-х років спричинила гіпоплазію та флюороз у дітей.

7. Найбільшим джерелом забруднення атмосферного повітря є відвали, що горять, унаслідок чого в повітря потрапляють величезні об'єми вуглекислого й сірчистого газів. Терикони самозаймаються внаслідок природних біогеохімічних процесів, наявності сульфідів заліза та вуглистої речовини, надходження атмосферної вологи, порушення регламентів пересипання інертним матеріалом.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Бик С.І., Узінок В.І. Еколого-геохімічні особливості відходів вугілля Львівсько-Волинського басейну. *Вугілля України*. 2000. № 7. С. 22–23.
2. Бучацька Г.М., Дяків В.О. Причинно-наслідкові зв'язки забрудненості фтором підземних вод Червоноградського гірничопромислового району за результатами гідрогеологічного моделювання. *Конструктивна географія і картографія: стан, проблеми, перспективи* : матеріали Всеукраїнської наукової конференції, Львів, 14–15 травня 2015. Львів, 2015. С. 65–70.

3. Бучацька Г.М., Дяків В.О. Сірчаноокислотна обробка тріщинуватих мергелів інфільтраціями вугільних відвалів Червоноградського гірничопромислового району як головний чинник збагачення підземних вод фтором (за результатами експериментального та геофільтраційного моделювання). *Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування* : матеріали Другої наук.-практ. конференції, Трускавець, 5–8 жовтня 2015. Київ, 2015. С. 419–424.
4. Крюченко Н.О. Геохімія фтору питних вод України : автореф. дис. ... канд. геол. наук : 04.00.02 «Геохімія». Київ, 2002. 17 с.
5. Руденко Ф.А. Гідрогеологія Української РСР. Київ, 1972. 174 с.
6. Рудько Г.І., Скатинський Ю.П., В.П. Федосєєв. Екологічний стан геологічного середовища як фактор масового захворювання дітей флюорозом у ЧГПР. *Мінеральні ресурси України*. 1997. № 4. С. 34–42; 1998. № 5. С. 17–23.
7. Рудько Г.І., Мацієвська О.О. Розподіл фтору в природних водах. *Вісник національного університету «Львівська політехніка»*. 2010. № 664. С. 171–178.
8. Buchatska H., Diakiv V., Kovalchuk M. Geochemistry of fluorine in the hydrogeological system of Chervonograd mining and industrial region (Western Ukraine) according to the data of experimental and geofiltration modeling. *Modern Science. Moderní věda*. 2015. № 4. P. 150–166.
9. Doble R.C., Simmons C.T., Walker, G.R., Using MODFLOW 2000 to model ET and recharge for shallow ground water problems. *Ground Water*. 2009. № 47 (1). P. 129–135.
10. Nilson Guiguer, Thomas Franz. Visual MODFLOW version 2.00 : guidebook. Toronto : Waterloo Hydrogeologic Software, 1996. 231 p.

REFERENCES

1. Byk S.I., Uziuk V.I. (2000). Ekoloheochemichni osoblyvosti vidkhodiv vuhillia Lvivsko-Volynskoho basynu [Ecological and geochemical features of coal waste in the Lviv-Volyn basin] *Vuhillia Ukrainy*. № 7. pp. 22–23 [in Ukrainian].
2. Buchatska H.M., Diakiv V.O. (2015). Prychynno-naslidkovi zviazky zabrudnenosti ftorom pidzemnykh vod Chervonohradskoho hirnycho-promyslovoho raionu za rezultatamy hidroheolohichnoho modeliuвання. *Konstruktyvna heohrafiia i kartohrafiia: stan, problemy, perspektyvy: materialy Vseukrainskoi naukovoï konferentsii*, Lviv, 14–15 travnia 2015, Lviv, 2015. pp. 65–70 [in Ukrainian].
3. Buchatska H.M., Diakiv V.O. (2015). Sirchanokyslotna obrobka trishchynuvatykh merheliv infiltratamy vuhilnykh vidvaliv Chervonohradskoho hirnychopromyslovoho raionu yak holovnyi chynnyk zbahachennia pidzemnykh vod ftorom (za rezultatamy eksperymentalnoho ta heofiltratsiinoho modeliuвання). *Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування кив: матеріали другої наук.-практ. конференції*, Трускавець, 5–8 жовтня 2015. Київ, 2015. pp. 419–424 [in Ukrainian].
4. Kriuchenko N.O. (2002). Heokhimiia ftoru pytnykh vod Ukrainy: avtoref. dys. ... kand. heol. nauk: 04.00.02 «heokhimiia»; Kyiv, 2002. 17 p. [in Ukrainian].
5. Rudenko F.A. (1972). *Гідрогеологія Української РСР*. Київ, 1972. 174 p. [in Ukrainian].
6. Rudko H.I., Skatynskiy Yu.P., Fedosieiev V.P. (1997, 1998). Ekolohichnyi stan heolohichnoho seredovyscha yak faktor masovoho zakhvoriuvannia ditei fliuorozom u ChHPR. *Мінеральні ресурси України*. 1997. № 4. pp. 34–42; 1998. № 5. pp. 17–23 [in Ukrainian].
7. Rudko H.I., Matsiievska O.O. (2010). Rozpodil ftoru v pryrodnykh vodakh. *Вісник національного університету «Львівська політехніка»*. 2010. № 664. pp. 171–178 [in Ukrainian].
8. Buchatska H., Diakiv V., Kovalchuk M. (2015). Geochemistry of fluorine in the hydrogeological system of Chervonograd mining and industrial region (Western Ukraine) according to the data of experimental and geofiltration modeling. *Modern Science. Moderní věda*. 2015. № 4. pp. 150–166.

9. Doble R.C., Simmons C.T., Walker, G.R. (2009). Using MODFLOW 2000 to model ET and recharge for shallow ground water problems. *Ground Water* 47 (1), pp. 129–135.
10. Nilson Guiguer, Thomas Franz. (1996). *Visual MODFLOW version 2.00: guidebook*. Toronto : Waterloo Hydrogeologic Software. 231 p.

“DOMINO EFFECT” OF TECHNOGENIC CHANGES OF THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT IN THE FORMATION OF THE GEOECOLOGICAL STATE OF THE CHERVONOGRAД MINING REGION

Hanna Buchatska, Vasyl Dyakiv

*Ivan Franko National University of Lviv,
Hrushevsky Str., 4, Lviv, Ukraine, 79005
e-mail: hanna.buchatska@lnu.edu.ua; dyakivw@yahoo.com*

The article analyses the state of the hydrosphere and the environment of the largest coal mining complex in western Ukraine before the start of mining operations, changes in the geological environment as a result of more than half a century of hard coal mining, subsidence of the surface over the mined fields, accumulation of coal mining and coal preparation wastes, with their exogenous and pyrometamorphic changes, as well as natural and technological transformation of the Chervonohrad Mining Region (ChMR). On the basis of experimental and geofiltration modelling, assessment of the chemical composition of water in the Upper Cretaceous horizon of fractured marls, and analysis of fluoride intake into groundwater at ChMR water intakes, a hypothesis about the “domino effect” in the formation of the geo-ecological state of the ChMR is put forward.

The initiating factor of environmental problems is the extraction of hard coal and waste rock from the subsoil with the replenishment of mine water. This activates the formation of voids in the coal deposits without filling them, which, in turn, eventually provokes subsidence of the ground surface above the mined space with the formation of subsidence mounds, swamps and man-made lakes. Waste rock with a high coal content extracted from the subsoil is dumped into waste heaps, and substandard enrichment waste is separated from the enriched hard coal and dumped into a waste heap. Waste rock piles, the waste heap of the concentrator, sludge pits, mine water sumps and other man-made facilities that ensure the functioning of the coal mining and coal preparation complex, together with the deformed surface above the mined area, change the hydrogeological and hydrogeochemical conditions of groundwater.

Acidic sulphate waters from the waste heaps and the concentrator dump, which are formed as a result of exogenous oxidation of pyrite, enter the geofiltration field, move from man-made facilities to the Western Bug, Rata and Solokiya rivers, as well as to groundwater intakes in the Upper Cretaceous fractured marl horizon. Acidic sulphate waters actively interact with Upper Cretaceous fractured marls, neutralise them and cause fluoride extraction from the carbonate and clay components of the aquifer with its concentration in groundwater extracted by water intakes. The most unfavourable conditions are inherent in the Sosnivka water intake, whose water in the mid-1990s caused hypoplasia and fluorosis in children.

Key words: Chervonohrad mining region, hard coal, enrichment, waste storage, waste heaps, environmental assessment, groundwater, pollution, domino effect.