

УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГО-ТЕХНОГЕННИМ ТА РАДІАЦІЙНИЙ РИЗИКОМ У ПІВДЕННОМУ РЕГІОНІ УКРАЇНИ

У роботі висвітлено результати дослідження факторів потенційного техногенного та радіаційного ризиків у південному регіоні при експлуатації підприємств алюмінієвої промисловості (Миколаївського глиноземного заводу), атомної енергетики (Південно-української та Запорізької АЕС), гранітодобувної і переробної промисловості (гранітні кар'єри в Миколаївській області). Висвітлено результати досліджень авторів з обґрунтування, пошуку і розробки екологічно-безпечних засобів зниження цього ризику. Обґрунтовано необхідність проведення біологічного моніторингу з визначення йодного статусу населення, яке мешкає на території підвищеного радіаційного і еколого-техногенного навантаження.

Ключові слова: радіоекологічний ризик, техногенний ризик, червоний шлам, дозове навантаження, екологічна безпека

В работе освещены результаты исследований факторов потенциального техногенного и радиационного рисков в южном регионе при эксплуатации предприятий алюминиевой промышленности (Николаевского глинозёмного завода), атомной энергетики (Южно-Украинской и Запорожской АЭС), гранитодобывающей и перерабатывающей промышленности (гранитные карьеры в Николаевской области). Освещены результаты исследований авторов по обоснованию, поиску и разработке экологически безопасных способов снижения этого риска. Обоснована необходимость проведения биологического мониторинга по определению йодного статуса населения, которое проживает на территории повышенной радиационной и эколого-технической нагрузки.

Ключевые слова: радиозкологический риск, техногенный риск, красный шлам, дозовая нагрузка, экологическая безопасность

The paper highlights the results of a study of the potential anthropogenic factors and radiation risks in the southern region of the operation of enterprises of the aluminum industry (Mykolayiv Alumina Plant), nuclear power (South-Ukrainian and Zaporizhyya NPP) hranitmining industry (granite quarries in the Mykolaiv region). Deals with the results of the study authors research, discovery and development of environmentally-friendly means of reducing this risk. The necessity of conducting biological monitoring to determine the iodine status of the population living in high-radiation and environmental and anthropogenic stress.

Key words: Radiological risk, technological risk, red mud dose load, environmental safety.

Сьогодні взаємодія промисловості з навколишнім середовищем характеризується масштабними змінами природного стану ландшафтів, атмосфери, утворенням нових небезпечних речовин та їх викидами в навколишнє середовище і потраплянням останніх до екосистем та людини. Це визначає формування еколого-техногенного ризику, а у промислово-перенавантажених регіонах ймовірність його прояву є достатньо високою.

Промислова перенавантаженість південного регіону примушують порушити питання про визначення та оцінку чинників еколого-техногенного та радіаційного ризиків та пошук заходів їх зниження. **Метою** даної роботи є узагальнення результатів багаторічних досліджень авторів із встановлення чинників і механізмів управління цим ризиком у південному регіоні.

Матеріали та результати досліджень. Матеріалами виступали результати багаторічних радіаційно-гігієнічних, радіоекологічних та екотоксикологічних досліджень авторів на півдні України.

Еколого-техногенний ризик від шламосховищ червоних шламів і способи його зниження. В Україні чимало підприємств – потенційних чинників хронічного поширення екотоксикантів у довкіллі. До них відносять підприємства видобувної, переробної та кольорової металургії, в яких відходи з видобутку та переробки сировини складають 1 млрд т/рік, під складування яких відведено 160 тис. га, а їх загальний об'єм перевищує 25 млрд т. Це: Запорізький алюмінієвий комбінат, Дніпродзержинський хімзавод з відходами уранового виробництва, Східний гірничо-збагачувальний комбінат (м. Жовті Води), Дніпропетровський алюмінієвий та

Миколаївський глиноземний завод (МГЗ). На території МГЗ розташовано два шламосховища, перше – розраховано на 20 млн. м³ червоного шламу (площа 142 га), а в 2004 році було введено в експлуатацію шламосховище № 2 з технологією «сухого» складування червоного шламу потужністю 1,5 млн м³/рік, яке займає територію площею 150 га. Кожного року накопичується 1,2 млн тонн токсичних відходів, які містять метали (Cr, Pb, Cd, Cu, Mn), їх окиси (Al₂O₃, Fe₂O₃, SiO₂, CaO, MgO, SO₃) та велику кількість лугів, що зумовлюють високу лужність (рН=10-12) шламу.

Джерелом потенційного еколого-техногенного ризику виступають шламосховища металургійних підприємств. Як відомо, при аварії у жовтні 2010 року на металургійному підприємстві Ajkai Timfoldgyar Zrt з виготовлення алюмінію в Угорщині (у 160 км на південний захід від Будапешта), у доквіллі було

викинуто близько 1,1 млн м³ червоного шламу. Токсична суміш затопила три прилеглі до заводу села та залізничну колію. Місцями рівень рідини сягав двох метрів. Аварія призвела до забруднення токсичними речовинами басейну річки Марцаль, що впадає в р. Раба, яка є притокою р. Дунай. Токсичність суміші полягала перш за все у високій лужності суміші червоного шламу, що спричинило вимирання усього живого у місцях забруднення. Населені пункти Айка, Девецер, Колонтар, Сомловасарехели було затоплено токсичною сумішшю. Загинуло 4 людини, 80 – отримали опіки шкіри і рогики очей, із зони катастрофи евакуйовано 110 мешканців, уряд Угорщини виплатив постраждалим збиток у розмірі 15 000 євро.

Окремою проблемою таких хвостосховищ є вітрова ерозія (дефляція) поверхні (рис. 1).



Рис. 1. Схема перенесення у довквіллі екополютантів шламосховища червоних шламів (на прикладі Миколаївського глиноземного заводу)

Через дефляцію шламів з верхніх шарів пляжів і відкосів відбувається пилозабруднення приземних шарів повітря, що призводить до перенесення токсичних сполук на значну територію навколо шламосховища (за добу з 1 га – від 2 до 5 т пилу). Під дією повітряних потоків поверхневі шари шламу, у вигляді пилу та аерозолів, переносяться на прилеглі до шламосховища території, що є загрозою для навколишнього середовища та людей.

З роками внутрішні греблі хвостосховищ нарощуються, що впливає на дальність поширення пилу з їх поверхні. Це призводить до:

- необхідності збільшення розмірів санітарно-захисної зони шламосховища,
- можливості погіршення санітарно-гігієнічної обстановки,
- можливості виникнення екологічно-небезпечної ситуації не лише в місці розташування шламосховища, а через підвищені рівні вмісту важких металів в рослинності – до міграції екополютантів за біологічними ланцюгами, а також – до пригнічення життєдіяльності більшості рослин і тварин: при виносенні кількості пилу більше 58 кг за місяць на 1 га спостерігається ефект пригнічення життєдіяльності більшості рослин і тварин

південного району [Синица И. В., 2009; Николаев И. В., 1997; Гальперин А. М., 2001; Каненко Г. М., 2000].

Тому пошук ефективних методів та засобів зниження дефляції сприяє зниженню ризику виникнення еколого-техногенної катастрофи, пов'язаної з експлуатацією підприємств з виготовлення алюмінію.

Характерною особливістю червоних шламів є їх висока лужність (рН=10-12), що несе загрозу залуженості прилеглої території при рознесенні поверхневих шарів шламу у вигляді пилу та аерозолів під дією повітряних потоків. Для зони розташування хвостосховища № 1 Миколаївського глиноземного заводу (МГЗ) при середній кількості атмосферних опадів 472 мм/рік та відносній вологості повітря 73 %/рік встановлено, що хвостосховище знаходиться в поясі сильно вираженої дефляції (індекс зволоженості складає 0,793). За гранулометричним складом червоний шлам шламосховища МГЗ являє собою суміш з трьох фракцій $\varnothing > 0,315$ мм (2 %), $0,064 < \varnothing < 0,315$ мм (14 %), $\varnothing < 0,064$ мм (84 %). Критична швидкість вітру $V_{крит}$ для шламу складає 3,8 м/с, за якої переміщується $2,5 \pm 0,2$ кг/(м·с) червоного шламу. У період 2004-2010 рр. нами, спільно з вченими Київського національного університету імені Тараса Шевченка,

проводилися дослідження з вивчення формування екологічної ситуації навколо шламосховища №1 червоних шламів МГЗ, визначення інтенсивності дефляції екополотантів з поверхні шламосховища та пошуку ефективних засобів пригнічення розвитку дефляційних явищ. Встановлено, що при мінімальній швидкості вітру 1,5 м/с для різних фракцій червоного шламу за гранулометричним складом майже не відбувалось. При наближенні швидкості вітру до критичної величини (3,8 м/с) дефляція становила: для фракції 1 – $5,9 \pm 0,2$ кг/(м·с), для фракції 2 – $7,1 \pm 0,3$ кг/(м·с), для фракції 3 – $8,2 \pm 0,5$ кг/(м·с). Постійна дефляція відбувалась при $v=4$ м/с з переміщенням пилових частинок $5,4 \pm 0,03$ кг/(м·с). При максимальній (за період спостережень) швидкості вітру 10 м/с зі шламосховища №1, в середньому, переміщується 136 ± 2 кг/(м·с) пилових частинок, що є показником утворення пилових бур.

Прогнозування перенесення шламового пилу на прилеглі території (за допомогою визначених регресійних рівнянь залежності інтенсивності дефляції Q від швидкості вітру v для різних фракцій шламу: $Q_1(v) = 1,38 \cdot e^{0,7v}$, $Q_2(v) = 1,64 \cdot e^{0,7v}$, $Q_3(v) = 1,71 \cdot e^{0,7v}$ та для усього шламу: $Q_{\text{в.ш.}}(v) = 0,66 \cdot e^{0,4v}$, $R^2 = 0,94-0,96$) показало, що величина гранично допустимої концентрації пилу у повітрі населених пунктів ($0,5$ мг/м³) може досягатися вже при швидкості вітру $v = 6$ м/с (рис. 2) (прогнозування здійснено для умов: пилова поверхня складає 10% від площі поверхні шламосховища; тривалість дефляції t дорівнює 6 год; рівень захищеності хвостосховища від зовнішніх впливів: прийнято 4-бічну просторову відкритість хвостосховища; рівень вологості шламу не перевищує 1 %, та використовуючи методику розрахунку викидів від неорганізованих джерел та методику оцінки розсіювання домішок в атмосфері за теорією градієнтного перенесення [Берлянд М., 1997]).

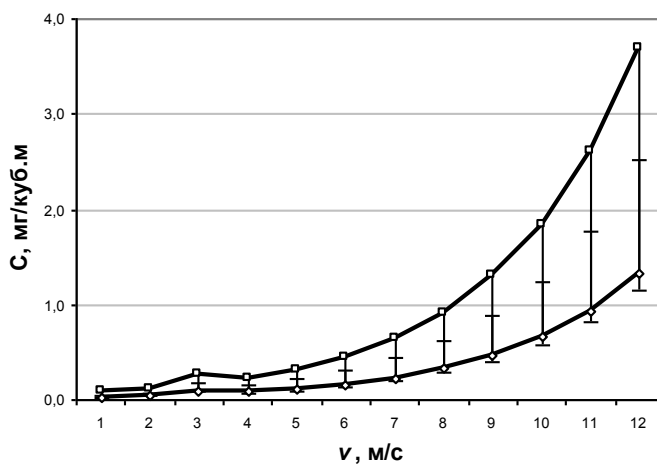


Рис. 2. Прогнозування поля об'ємної концентрації пилу C , мг/м³ в приземному шарі атмосферного повітря на відстані 5 км від хвостосховища МГЗ

Таким чином, за достатньо консервативними оцінками (при пиловій поверхні всього 10 % від усієї площі поверхні шламосховища та розташування населеного пункту за 5 км від шламосховища) простежується тенденція щодо формування небезпечної ситуації через забруднення пилом та екополотантами шламосховища приземного шару атмосферного повітря у районі прилеглих населених пунктів, що у свою чергу, є джерелом потрапляння до людей надмірної кількості пилу з шламосховища як інгаляційним, так і через харчовий шляхи внаслідок осідання пилу на поверхні сільськогосподарських угідь і подальшого переміщення за трофічним ланцюгом.

Проблему пилопригнічення на поверхні хвостосховищ (шламосховищ) порушувало багато фахівців [4; 8; 9; 11; 12], які використовували для пилопригнічення такі методи, як зрошення поверхні шламосховищ водою з добавками різних хімічних речовин, закріплення бітумною емульсією, латексом, озеленення неробочих площ, гідропосів трав'яної суміші та ін. Однак, ці методи не завжди характеризувались високою стійкістю до метеорологічних і агресивних умов середовища шламосховищ. Крім того, в результаті певної біологічної рекультивациі ускладнюється необхідність вибіркового

розкриття поверхні шламосховищ глиноземного виробництва для реалізації відходів. Червоні шлами містять багато цінних компонентів: заліза до 60 %, алюмінію до 16 %, а також кальцій, титан, цирконій, галій, золото. Чрез це, додатковою вимогою до методів пилопригнічення є необхідність врахування розкриття і закриття ділянки шламосховища після відбору червоних шламів на реалізацію. Тому, незважаючи на значний обсяг досліджень і досягнуті успіхи, перспективним і актуальним на сьогодні вирішенням проблеми зниження пилопригнічення є розробка нових методів, заснованих на використанні екологічно безпечних матеріалів, стійких до метеоумов та агресивних умов середовища шламосховища, котрі також дозволяють за необхідності виймати шлами на реалізацію, не порушуючи загальний режим пилопригнічення.

Нами проаналізовано більше 20 різних методів пилопригнічення. Практично всі вони можуть бути задіяні для пилопригнічення поверхні шламосховищ. Найбільш перспективним, на думку авторів, можуть бути: метод гранулювання, зрошення підкисленою водою, задержування, покриття очеретяними матами. Деякі із запропонованих методів було випробувано в польових і лабораторних умовах. Виявлені позитивні і

негативні сторони кожного методу. Для проведення досліджень з визначення пілопригнічувальної здатності засобів з дернини, очерету та водополімерного покриття розроблено спеціальну методику, при розробці якої було використано досвід з пілопригнічення шкідливих полютантів при дезактивації в 30-км зоні Чорнобильської АЕС. Дослідження проводилися в лабораторних і природних умовах. В експериментальних лабораторних умовах використовувались кювети розміром $0,2 \times 0,2 \text{ м}^2$, в яких розміщували червоний шлам, відібраний на шламосховищі МГЗ (рН води складала 11-12). Глибина зразків шламу складала 5 см. Вимірювання кількості пилу в повітрі над експериментальним матеріалом проводилось один раз на добу протягом шести тижнів. В експериментальних природних умовах на шламосховищі МГЗ було обрано три види поверхні: дороги (внутрішньодамбові), відкоси всередині дамби та пляжі. На сформованій експериментальній ділянці шламосховища площею 650 м^2 розміщувався певний вид покриття: дернина – площею 100 м^2 , очеретяні мати – площею 300 м^2 , водополімерна плівка – площею 100 м^2 , та контрольний варіант (без будь-якого покриття) – площею 150 м^2 . Кожну з цих дослідних ділянок з відповідним покриттям було поділено на сектори площею 15 м^2 . Результати лабораторних та польових досліджень вказали, що високі коефіцієнти пілопригнічення і закріплення екополютантів шламосховища мають усі досліджувані засоби (покриття з дернини, очеретяних матів та водополімерної плівки), а стійкими до дії метеорологічних умов та агресивного середовища шламосховища є тільки покриття з дернини та очеретяних матів (коефіцієнт пілопригнічення $0,96-0,98$).

При розробці системи пілопригнічення біоматеріалами враховано вимоги відносно надійності її експлуатації та можливості вторинного використання червоних шламів.

1. Комплексність використання засобів пілопригнічення: рівні, гладкі поверхні дамб покривати дерниною; відкоси, нерівності пляжів – матами з рослинної сировини. Наприклад, для території шламосховища №1 Миколаївського глиноземного заводу площі покриття цими засобами складають: 136 га – для

покриття дерниною, 6 га – для покриття очеретяними матами.

2. Періодичне зрошування дернини підкисленою водою (рН = 7-8) для забезпечення повноцінного її зростання, змивання суспензії червоних шламів і оголення поверхні трав'яного покриву. Перед поверненням дернини на місце у випадку підняття дернини для виймання шламу – обов'язкове локальне підкислення поверхні.

3. Закріплення очеретяних матів спеціальними кілками (дерев'яними, металевими) для запобігання зміщенню під час сильних дощів, танення снігу, вітру.

4. 100 % закріплення поверхні хвостосховищ (включаючи пляжі, придамбову територію тощо) пілопригнічувальними засобами: навіть при надмалих невикритих залишкових поверхнях шламосховища ($\ll 1\%$) ефективність пілопригнічення може знизитися до нуля.

При запропонованій технології пілопригнічення екополютантів хвостосховищ зберігається можливість повторного розкриття поверхні хвостосховищ і можливість вторинного використання відходів видобувних та переробних підприємств.

При різкому скороченні площі хвостосховищ, що потребують пілопригнічення, мати та дернину, які вивільнилися при цьому, можна легко утилізувати: зібрати і спалити поза територією хвостосховища. Жодних забруднень після їх експлуатації на території шламосховища не залишиться. Під час рекультивації хвостосховища або його частини, очеретяні мати та дернина можуть бути використані як міцна пориста органічна підкладка для ґрунту і трав'янистих рослин, на якій осідатимуть і затримуватимуться насіння дикорослих трав, а також дощова та снігова вода.

Результати полігонних випробувань на шламосховищі №1 Миколаївського глиноземного заводу з використанням біологічних засобів пілопригнічення (рис. 3) було обґрунтовано на науково-технічній нараді (14-14.11.2005, протокол 7/12-05), запропоновані методи пілопригнічення було визначено як найбільш ефективні та економічно вигідні.



Рис. 3. Експериментальна ділянка на МГЗ, вкрита пілопригнічувальними біоматеріалами

У 2010-11 рр. технологію покриття пляжів шламосховища біоматеріалами було відкоректовано: для отримання дернини вирощували суміш лужностійких трав'яних рослин безпосередньо на ділянках шламосховища, на які перед посівом насіння рослин накладали три шари захисного матеріалу: глина (20 см), пісок (30 см), чорнозем (30 см). При постійному поливі схожість і розвиток рослин був на належному вегетаційному рівні.

У той же час багаторічні дослідження показали, що «розтягнення» за часом, проведення на шламосховищі пилопригнічувальних робіт призводять до того, що за рахунок сезонних метеумов (дощ, сніг, морози, вітри, спека) постійно відбувається пошкодження вже задернованих ділянок, у першу чергу, через покриття водошламовою сумішшю під час танення снігу або тривалих інтенсивних дощів чи занесення ділянок пилом з незадернованих ділянок під час сильного вітру навесні і влітку. Саме тому проведення пилопригнічувальних заходів потрібно проводити після розробки комплексного плану, який би передбачав технологію захисту вже задернованих ділянок від вищезначених явищ: дотримання постійних контурів водного дзеркала на шламосховищі, збереження оптимальної конфігурації поверхні шламосховища, тимчасове покриття відкритих ділянок полімерними матеріалами та інше.

Розроблена програма подальших робіт передбачає, крім продовження задернування пляжів шламосховища, складання карти приземної аеродинамічної ситуації, яка формується на поверхні шламосховища № 1 і, виходячи з цього, розробити і впровадити захисну мережу вічнозелених дерев на зовнішній дамбі шламосховища, а також на прилеглий до шламосховища території від східного і північно-східного вітру. Також планується розробити, розробити і встановити апаратурний комплекс метеопосту у с. Лимани для оцінки ефективності пилопригнічування за допомогою засобів, задіяних на шламосховищі № 1.

2. Радіоекологічний ризик для території України та способи управління. Південь України визначається наявністю різноманітних джерел іонізуючого випромінювання як природного, так і техногенного походження. *По-перше*, тут відмічається вихід гранітних пластів на поверхню, що румовлює наявність природних радіоактивних джерел, а також через розгорнуті численні підприємства з видобутку та переробки граніту як для потреб будівництва, так і для отримання урану. Усе це призводить до техногенної зміни природного фону і, як наслідок, створює додаткове навантаження на людину, в першу чергу від ^{222}Rn . Південь України (Миколаївська, Одеська, Херсонська, Кіровоградська області) розташований на 4 геологічних утвореннях: Українському кристалічному масиві, Приазовській гряді, Консько-Ялинській і Причорноморській западинах, які характеризуються підвищеним вмістом природних радіонуклідів (U, Ra, Th та їх похідних). Основні джерела природної радіації зосереджено в межах Українського кристалічного щита, південна частина якого знаходиться на центральній та північній території Миколаївської, Кіровоградської областей). *По-друге*, потенційним джерелом радіаційного ризику в цьому регіоні виступають газоаерозольні викиди та рідкі скиди

Південно-Української і Запорізької атомних електростанцій, зокрема підвищену увагу приділяють ^3H – викиди якого з АЕС з реакторами ВВЕР складають до 60 % від загального обсягу викидів. При цьому слід сказати, що якщо питанню формування радіаційної ситуації, внаслідок газоаерозольних викидів на АЕС присвячено чимало робіт, то внаслідок розповсюдження у водному середовищі радіонуклідів, що надходять зі скидними водами АЕС – дуже мало. По-третє, це – наслідки для регіону «аварійно-чорнобильського» викиду радіонуклідів, які пов'язані з південним слідом радіоактивної хмари, міграцією радіонуклідів зі стоком річок Південний Буг, Дніпро, а також з вітровим перенесенням радіонуклідів і утворенням локально забруднених ділянок. При цьому відомо, що саме недосконале вивчення радіаційного забруднення південних і східних регіонів України унеможливило здійснення повної оцінки післяаварійної радіаційної ситуації на території України.

Наші дослідження було спрямовано на виявлення регіональних особливостей формування радіаційного навантаження на людину в південному регіоні, визначення, оцінку і прогнозування його рівнів. Матеріалами досліджень виступали результати власних радіоекологічних і дозиметричних досліджень на території Миколаївської, Херсонської, Кіровоградської областей та АР Крим, виконаних у межах наукових програм у Миколаївській науково-дослідній лабораторії з проблем радіаційної безпеки населення «Ларані» МОЗ України у період 1991-2000 рр., результати радіоекологічних досліджень НДЛ «Ларані» у період 1979-1990 рр., результати досліджень, виконаних у лабораторії зовнішньої дозиметрії ПУ і ЗАЕС, представлено у монографії [2].

Для визначення радіоекологічного ризику від викидів і скидів радіоактивних речовин з АЕС використано методи камерних моделей [6], базової радіаційної характеристики і реперного радіонукліду [1; 5]. За основу взято принцип нормалізації [1]: приведення результатів визначення ефективної дози до одиниці радіонуклідного забруднення об'єкта довкілля в результаті впливу газоаерозольних викидів (рідких скидів) АЕС, тобто дозової ціни викидів (скидів) АЕС.

Дозове навантаження на людину від радіоактивних джерел природного походження. В результаті досліджень визначено, що наявність у підстилаючих породах північних районів скельних порід (гнейсів, гранітів, магматитів) відповідає за підвищені рівні зовнішнього опромінення людини на відкритій місцевості. А широке використання у житловому будівництві цих районів будматеріалів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів (гранітних виробів, глиняних споруд) зумовлює підвищені рівні зовнішнього опромінення людини і всередині приміщень. Крім цього встановлено, що гранітоїдний склад поверхні земної кори у північних районах регіону зумовив підвищені рівні радіаційного навантаження від надходження ^{222}Rn з ДІП інгаляційним шляхом та з питною водою: так, частотний розподіл результатів вимірів вмісту ^{222}Rn у повітрі житлових приміщень північних районів Миколаївської області носив логнормальний характер з середньо геометричним значенням близько $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ та

максимальними значеннями більше 300 Бк м^{-3} . Високим вмістом ^{222}Rn у повітрі характеризувалися житлові приміщення, побудовані з матеріалів із домішками граніту та з дуже поширеної у сільській місцевості глиняної цегли (саману), а також які мали гранітний фундамент. За результатами визначення ЕРОА ^{222}Rn на робочих місцях працівників шести гранітних кар'єрів Миколаївської області (Первомайського гранітного і гранітно-щебеневого кар'єрів, Олександрівського, Прибузького, Софіївського, Ново-Данилівського гранітних кар'єрів) їхній частотний розподіл також мав логнормальний характер з середньозваженим за кар'єрами значенням вище 100 Бк м^{-3} (max 355 Бк м^{-3}). Вміст ^{222}Rn у питній воді з колодязів та артезианських у кар'єрах також відзначався високими значеннями, максимальні величини досягали 345 Бк л^{-1} . Результати вимірів радону у житлових приміщеннях цих працівників

показали, що ймовірність отримати підвищені рівні опромінення від радону існувала як на робочому місці, так і вдома. Узагальнення цих результатів з результатами інших дослідників показало, що величина ефективної дози внутрішнього опромінення людини від надходження ^{222}Rn з ДПР інгаляційним шляхом та з питною водою для радононосних районів півдня України складає від 3 до 6 мЗв рік^{-1} , максимальні величини $10\text{--}12 \text{ мЗв рік}^{-1}$; для працівників гранкар'єрів ці показники вищі ~ на 20–30 %.

Дозове навантаження на людину від викидів і скидів радіонуклідів з АЕС. Радіонуклідний склад газоаерозольних викидів ПУ АЕС, за даними [10], наведено на рис.4: ^3H – 60 %, ^{131}I – 20 %, ^{60}Co – 6 %, ^{51}Cr – 6 %, ^{137}Cs – 2 %, ^{58}Co – 2 %, ^{134}Cs – 1 %, $^{110\text{m}}\text{Ag}$ – 1 %, ^{54}Mn – 1 %, на усі інші – до 1 %.

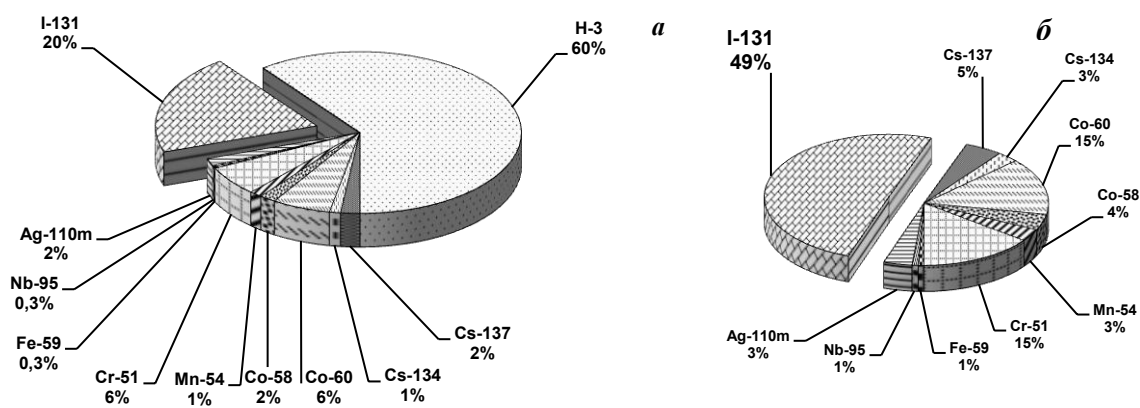


Рис. 4. Радіонуклідний склад газоаерозольних викидів ПУ АЕС і місце ^{131}I : у всьому складі (А), не враховуючи викиди ^3H (Б)

З рис. 4, а видно, що викиди ^{131}I посідають друге (після ^3H) місце (20 %) серед усього об'єму газоаерозольних викидів ПУ АЕС, а без врахування викидів ^3H – на ^{131}I припадає майже половина (49 %) об'єму газоаерозольних викидів (рис. 4, б). Середньорічні величини концентрацій ^{131}I у приземному шарі атмосферного повітря за роною вітрів склали діапазон від 10^{-7} до $10^{-5} \text{ Бк м}^{-3}$ (при визначенні дифузійних властивостей повітряного середовища району ПУ АЕС використані дані багаторічних спостережень метеостанції м. Вознесенськ та метеостанції ПУ АЕС). Як видно, для ^{131}I отримано діапазон величин, нижні і верхні границі якого відрізняються на два порядки. Це пояснюється тим, що вміст ^{131}I у повітрі навколо ПУ АЕС знаходився в залежності від величини викидів з вентиляційної труби АЕС, які змінюються під час проведення ремонтних робіт обладнання блоків АЕС, та сприятливих для цих місць метеорологічних умов.

Результати досліджень формування радіаційного навантаження на людину від радіонуклідів, які надходять у довкілля з газоаерозольними викидами АЕС (за консервативними оцінками – для територій 2,5 км від ПУ АЕС), підтвердили відомі факти, що основний внесок належить зовнішньому опроміненню (від факелу та від поверхні ґрунту), хоча і складає $(10\text{--}40) \text{ мкЗв рік}^{-1}$, тобто не більше 10 % від природного радіаційного фону. Це підтвердили і результати вимірів поглинутої у повітрі дози гамма-випромінювання за допомогою термо-

люмінесцентних дозиметрів: доза дорівнювала рівням, які зафіксовано у доексплуатаційний час. Підтверджено, що перше місце за внесками радіонуклідів у зовнішньому опроміненні належить інертним радіоактивним газам та ^{131}I , а у дозі від поверхні ґрунту – ^{137}Cs , у структурі інгаляційної дози перше місце посідає ^{131}I (63 %), через продукти харчування, ^{137}Cs (33 %), хоча тут також значне місце (29 %) посідає ^{131}I (рис. 5).

Через те, що і концентрація ^{131}I у повітрі, і ефективна доза опромінення людини від інгаляційного і перорального надходження ^{131}I є функцією, що визначається фактором метеорологічного розбавлення, визначено ці величини для територій, розташованих на інших відстанях від АЕС. На рис. 6 відображено результати розрахунку рівнів дозового навантаження від ^{131}I для населення, що мешкає на різній відстані від ПУ АЕС.

З рисунку видно, що для територій, розташованих у 30-км зоні навколо ПУ АЕС, величина середньої індивідуальної дози знижується до $\sim 10^{-6} \text{ Зв}$, а для територій поза цієї зоною – до $\sim 10^{-8} \text{ Зв}$. Зрозуміло, що це невисокі величини доз опромінення, однак не можна їх не враховувати на тлі іншого навантаження на людину.

Через визначення еквівалентних доз опромінення критичних органів і тканин людини при надходженні з їжею радіонуклідів, внаслідок газоаерозольних викидів АЕС отримано, що найбільший внесок у дозу опромінення гонад, легенів, червоного мозоку здійснювали радіоізотопи цезію та ^{60}Co , щитоподібної

залози ($622 \pm 23 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) – ^{131}I . Еквівалентні дози при надходженні цих радіонуклідів інгаляційним шляхом були на 5-6 порядків меншими. Встановлено також, що у формуванні внутрішнього опромінення людини від «станційних» радіонуклідів провідна роль належить не осадженню їх на рослинах чи ґрунті, а потраплянню їх у сільгоспрослини через зрошення водою регіональних поверхневих водойм. Істотну роль при цьому ($2-60 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) відіграла не лише «станційна», а і «аварійно-чорнобильська» кількість ^{90}Sr , ^{137}Cs у зрошуваних сільськогосподарських культурах. Цим і зумовлено широкий інтервал рівнів дозового

навантаження. На відміну від цього, формування навантаження на людину від ^3H ($0,4-7,0 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$) зумовлено лише «станційним» його походженням. За дослідженнями на угіддях Білоусівської зрошувальної системи, вміст ^3H у воді якої істотно залежав від вмісту у ставках-відстійниках АЕС, для людей, задіяних у зрошуваних роботах (у першу чергу, операторів дощувальних машин), крім надходження ^3H з сільськогосподарськими культурами, існує ризик і від інгаляційного надходження радіонукліду до людини: ефективна доза складала ($0,5-4,0 \text{ мкЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$).

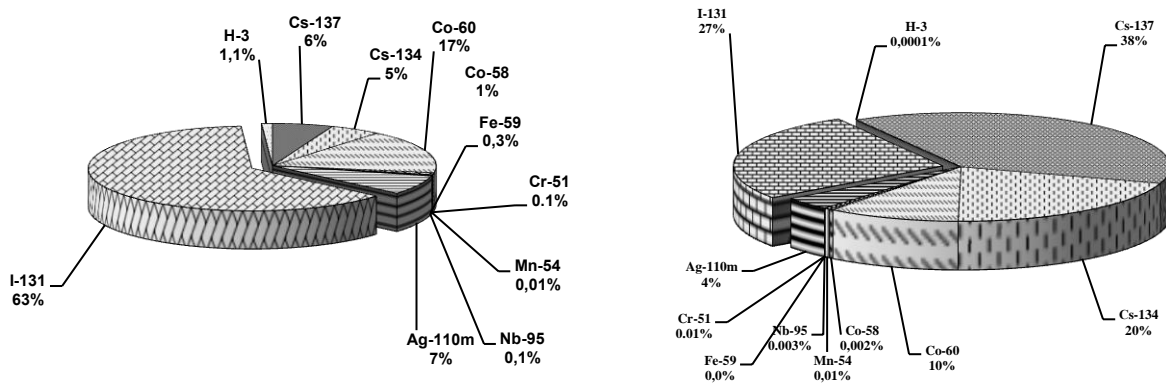


Рис. 5. Структура ефективної дози від інгаляційного (а) та перорального (б) надходження радіонуклідів до людини

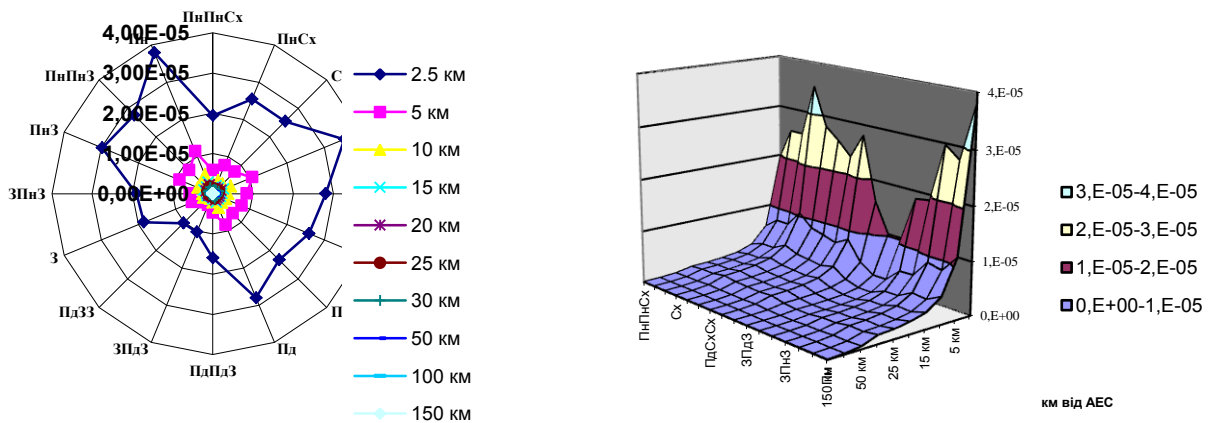


Рис. 6. Ефективні дози від ^{131}I для місцевостей, віддалених від ПУАЕС на відстань від 2,5 км до 150 км: а) кругова діаграма для 16 румбів напрямку вітру, б) тримірна діаграма зміни рівня дозового навантаження залежно від відстані

Встановлено також, що у районі ПУАЕС і Запорізької АЕС (ЗАЕС), де для охолодження реакторів використовується вода відкритих водойм, ще одним шляхом формування радіаційного навантаження на людину від ^3H є випаровування води з поверхні технологічних водойм. Тут також ідентифіковано групи людей, які схильні до підвищеного ризику опромінення від ^3H : це рибалки, спортсмени, що займаються греблею – ті, які проводять тривалий час у районі ставка-охолоджувача ПУ АЕС. Інгаляційна доза складала рівні ($0,06 - 0,16$) $10^{-6} \text{ Зв} \cdot \text{рік}^{-1}$, які, у порівнянні, вище інгаляційної дози від

газоаерозольного викиду цього радіонукліду з АЕС майже на 5 порядків.

Добрі міграційні властивості ^3H у водному середовищі та постійна фільтрація вод з технологічних водойм АЕС (ставка-охолоджувача, ставків-відстійників каналізаційних споруд АЕС) сприяли підвищенню його рівня у підземних водоносних горизонтах і створили умови формування дозового навантаження на людину. Встановлено кореляційні зв'язки між вмістом радіонукліду у технологічних водоймах ПУ АЕС та підземних водних джерелах, розташованих на відстані до 10-15 км

нижче за природним стоком від цих водойм, а також диференційовано територію району ПУАЕС за дозовим навантаженням від надходження ^3H з питною водою, межі якого склали $(0,1-2,2) \cdot 10^{-6}$ Зв/рік¹.

Дозове навантаження на людину від радіонуклідів аварійно-чорнобильського викиду. Реконструйовано радіаційне навантаження на людину від чорнобильського впливу для населення південного регіону і отримано, що повна «чорнобильська» доза за 1986 р. склала близько 0,5 мЗв. Потрібно лише зазначити, що еквівалентна доза від ^{131}I на щитовидну залозу за 1986 р. склала 6,6 мЗв, що еквівалентно десятирічній дозі, яку отримує людина, що мешкає у районі 2,5 км від ПУ АЕС в напрямку розповсюдження газоаерозольних викидів (відповідно до метеоумов). Для територій, які зазнали південного сліду чорнобильської хмари, що пройшовся по регіону з півночі – у південно-західному напрямку з утворенням забруднених радіоцезієм і радіостронцієм ділянок, які розташувалися у низинах, балках, ярах – у місцях випасу молочної худоби, та де, переважно, розташовано підземні джерела питної води (колодязі, свердловини), існував ризик опромінення і на середній та пізній стадіях післяаварійного періоду (в основному, від ^{137}Cs).

Радіоекологічний ризик від різних джерел. Камерні моделі формування радіаційного навантаження на людину побудовано за результатами дозиметричних і радіоекологічних досліджень у районах ЮУ АЕС та ЗАЕС і літературних відомостей [6]. За їх допомогою визначено нормалізовані ефективні дози (дозові ціни) від

газоаерозольних викидів та рідких скидів АЕС, що дозволило визначити очікувану за життя людини ефективну дозову ціну газоаерозольних викидів і рідких

$$e_{n,70,T}^* = \int_{t_0}^{t_0+70} e_{BR,n}^*(t) dt$$

скидів ЮУ АЕС: (за час інтегрування при цьому взято період, за який визначається очікувана доза опромінення відповідно до НРБУ-97/Д-2000). Динаміку формування очікуваних дозових цін газоаерозольних викидів і рідких скидів

ЮУ АЕС $e_{n,70,T}^*$ побудовано при стохастизації параметрів відповідних моделей. Внаслідок того, що у стохастичних моделях очікуваних дозових цін $e_{n,70,T}^*$ концентруються різні аспекти формування доз (динаміка, перенесення радіонуклідів між об'єктами довкілля, спектр радіонуклідів, різні шляхи опромінення, стохастичність), кожна з них є *моделлю радіоекологічного ризику одиниці впливу джерела випромінювання*, які дозволяють як оперативно оцінювати очікуване за життя людини радіаційне навантаження від певного джерела опромінення, так і співставляти радіоекологічні ризики від різних джерел. Так, наприклад з рис. 7 видно, що радіоекологічний ризик одиниці забруднення ^{137}Cs території півдня України внаслідок чорнобильського викиду становить $(18-63)$ мкЗв/Бк \cdot м $^{-2}$, внаслідок газоаерозольних викидів АЕС за верхніми оцінками (для відстані 2,5 км від АЕС) – $(1-10)$ мкЗв/Бк \cdot м $^{-2}$, а «через зрошення» – $(20-260)$ мкЗв/Бк \cdot м $^{-2}$.

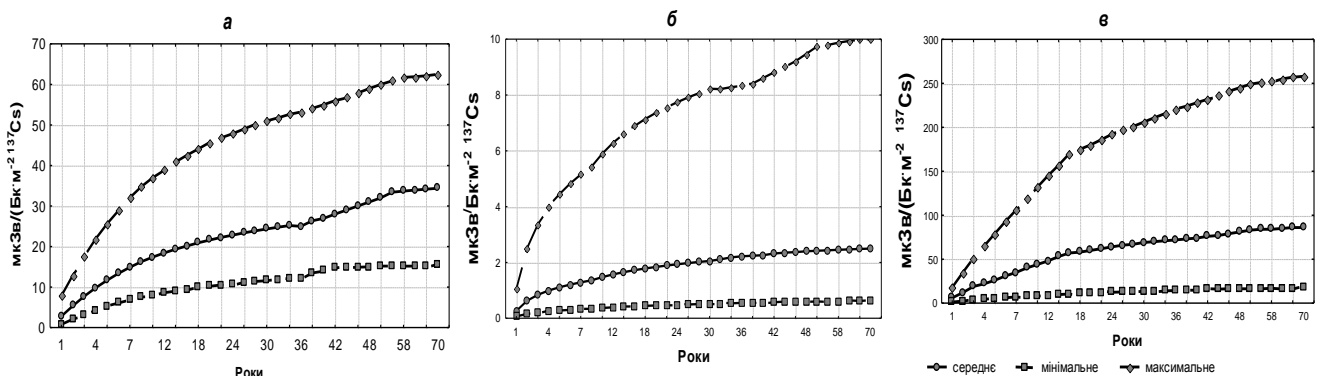


Рис. 7. Радіоекологічний ризик одиниці забруднення ^{137}Cs території внаслідок:
 а) чорнобильського викиду; б) газоаерозольних викидів ПУАЕС (ЗАЕС);
 в) зрошення сільськогосподарських угідь, мкЗв/Бк \cdot м $^{-2}$ ^{137}Cs

Отримано верхні і нижні границі очікуваної за 70-річний період ефективної дози зовнішнього і внутрішнього опромінення від природних і техногенно підсилених природних радіоактивних джерел – 0,06-0,92 Зв; зовнішнього і внутрішнього опромінення від природних і техногенно підсилених природних радіоактивних джерел для працівників гранітних кар'єрів – 0,16-1,12 Зв; зовнішнього і внутрішнього опромінення від «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів – 0,3-1,8 мЗв; внутрішнього опромінення від «станційних» радіонуклідів через газоаерозольні викиди АЕС: 0,005-0,08 мЗв; внутрішнього опромінення від «станційних» радіонуклідів «через зрошення»: 0,5-4,0 мЗв. Широкі інтервали коливань очікуваного за життя людини радіаційного навантаження від природних і техногенних радіоактивних джерел

дозволили зробити висновок, що оцінки його рівнів за середніми величинами не завжди адекватно відображують ситуацію, бо навіть наближеність до логнормального отриманого розподілу результатів прогнозування доз (приклад на рис. 8) свідчить, що завжди існує певна кількість людей, яка отримує дози, що можуть суттєво відрізнятися і бути у декілька разів вищими за середні величини.

Тобто при однаковому рівні забруднення ланки харчового чи інгаляційного ланцюгів серед населення завжди виявляються індивідууми, які зазнають значно більших рівнів опромінення. Це пояснюється різницею як радіоекологічних умов, параметрів перенесення радіонуклідів до людини, так і соціально-побутових, житлових умов її життя та принципів ведення

сільгоспвиробництва. Додаючи до цього індивідуальні зміни радіочутливості і наявність серед населення найчутливіших груп: вагітних жінок, дітей, пенсіонерів, хворих тощо, стає логічною необхідність розробки системи захисту від радіаційного фактору не за середніми, а за максимальними показниками радіаційного навантаження. Особливо це стосується людей, які живуть і працюють в умовах підвищеного впливу техногенно підсилених джерел природного походження. Так, у структурі інтегральної річної й інтегральної очікуваної за життя ефективної дози опромінення

людини на півдні України суттєвим є внесок ^{222}Rn : 45 % у річній дозі, 58 % – в очікуваній за життя, при чому внесок «промислового» радону достатньо великий: у річній – 34 %, в очікуваній за життя – 17 %. Внесок «станційної» компоненти у річній і в очікуваній за життя дозі складає до 1 %, на такому ж рівні є внесок і «аварійно-чорнобильської» компоненти.

Отримані результати вказують на необхідність пошуку ефективних контрзаходів зниження ризиків опромінення населення. Нижче приводяться декілька таких заходів, які пропонуються нами.

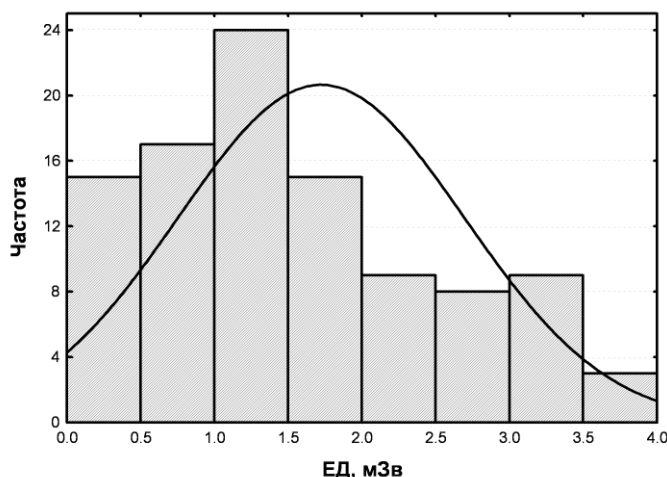


Рис. 8. Гістограма розподілу результатів моделювання очікуваної за життя ефективної дози (ЕД) опромінення людини через зрошення сільськогосподарських угідь

Контрзаходи для зниження радіоекологічного ризику. 1. Дезактивація і розсолення технологічних водойм за допомогою макрофітів. Радіаційна та технологічна безпека АЕС вимагає дотримання певних норм технічного стану технологічних водоймищ АЕС, тому однією з проблем, що супроводжують експлуатацію АЕС, є відчищення, дезактивація і розсолення технологічних водойм. Одним з методів, спрямованих на підвищення радіаційної та технологічної безпеки АЕС та радіоекологічної безпеки, прилеглої до АЕС водної системи є розроблений в науково-методичному центрі екобезпеки Чорноморського державного університету імені Петра Могили біологічний метод дезактивації і розсолення технологічних водойм. Цей метод дозволяє, за допомогою виділених видів вищих водяних рослин: нитчасті водорості (*Cladophora fracta*) і рдест плавальний (*Potamogeton natans*), здійснювати ефективну дезактивацію і розсолення технологічних водойм АЕС природним біологічним способом: біомасою цих водяних рослин можна за достатньо короткий час (за 2-3 вегетативних періоди) вивести з водоймища до 75 % активності основних дозостворюючих радіонуклідів та їх солей, а отже і підвищити екологічну ємність екосистеми водоймища. Метод опрацьований для дезактивації і розсолення води ставка-охолоджувача Південно-української АЕС. Метод є економічно привабливим і безвідходним, бо використовує поширені у поверхневих водоймах водяні рослини і передбачає їхню утилізацію через спалювання з наступним використанням попелу (після радіометричного контролю) в якості сольової домішки до харчового раціону тварин. Метод може бути

здіяний для розсолення технологічних водойм АЕС, ТЕС, водоймищ-резервуарів питної води. Дозволяє підвищити радіаційну і технологічну безпеку АЕС, радіоекологічну безпеку прилеглої до АЕС водної системи.

2. Система швидкої екстреної йодної профілактики (СШЕЙП) Ймовірність виникнення ядерних аварій вимагає готовності усіх заходів до своєчасного їх проведення. Досвід Чорнобильської аварії є унікальним для вдосконалення системи аварійного реагування, яка повинна включати чіткі процедури дій, необхідні прилади й устаткування, заздалегідь розроблені критерії і механізми прийняття рішень. Існуюча сьогодні система екстреної йодної профілактики населення у разі аварії на АЕС, через недосконалість системи оповіщення, не дозволяє провести її на території області навіть у перші 6 годин після аварії. Це набагато знижує ефект захисту людини від радіоактивного йоду через відсутність блокування щитовидної залози стабільним йодом. Запропонований проект передбачає застосування ряду принципово нових організаційно-технічних заходів для скорочення (до 1 години) часу від виникнення аварії до початку проведення йодної профілактики і має ряд переваг:

- про необхідність проведення йодної профілактики населення буде інформовано вже у першу годину після аварійного викиду гамма-випромінювачів;
- населення буде оперативно проінформовано про необхідність йодної профілактики у разі надходження гамма-випромінювачів через кордони області.

3. Вдосконалення регламентації опромінення від ^{222}Rn для працівників гранітодобувної, гранітопереробної галузей. Двофакторність опромінення від ^{222}Rn людини, яка мешкає на території з кларковим вмістом природних радіонуклідів і працює у гірничодобувній, гірничопереробній, уранодобувній галузях обґрунтовує зміну принципів регламентації навантаження від ^{222}Rn . Для працівників гранітодобувних, гранітопереробних, уранодобувних підприємств пропонується ввести показник інтегральної очікуваної за життя дози опромінення людини.

Метод регламентації опромінення людини, яка мешкає і працює в умовах підвищених рівнів ^{222}Rn з його дочірніми продуктами розпаду (ДПР) у повітрі, питній воді, дозволить вдосконалити нормативи опромінення людини від техногенно-підсилених природних радіоактивних джерел.

Еколого-техногенний і радіаційний ризик та проблема йодного дефіциту населення. Як відомо, в

Україні дефіцит йоду відчуває близько 70 % населення і, при цьому, без усіх без винятку регіонів, у тому числі і в промислових районах південного регіону.

Наведені вище матеріали свідчать, що у південних районах півдня України існують потужні джерела техногенного навантаження на людину і довкілля. Це вказує на той факт, що до загальновідомих причин виникнення йододефіциту (нестача йоду у ґрунті, воді, рослинах, продуктах харчування) на цих територіях додається причина, яка пов'язана зі значним техногенним навантаженням і забрудненістю довкілля токсичними речовинами: як показано, для прилеглих до МГЗ населених пунктів встановлено високу ймовірність виникнення небезпечної ситуації через забруднення пилом та екоотоксикантами шламосховища (зокрема, важкими металами) приземного шару атмосферного повітря і сільськогосподарських угідь (рис. 9).



Рис. 9. Проблематика йодного статусу населення з територій підвищеного радіаційного і еколого-техногенного ризиків

Це може призводити як до безпосереднього порушення засвоєння щитовидною залозою йоду, так і внаслідок зв'язування йоду в недоступну для кореневої системи рослин сполуку – до зменшення його вмісту у м'ясо-молочній продукції [7]. Крім того, особливо актуальними на сьогодні вважаються дослідження йодного статусу населення поблизу діючих АЕС через підвищений ризик радіаційного ураження щитовидної залози в умовах йодної недостатності, що, як показано вище, актуально сьогодні для територій, розташованих поблизу ПУ та ЗАЕС. Крім того, потрібно враховувати, що поблизу діючих АЕС, де постійно у повітря надходить радіоактивний йод, споживання людиною стабільного йоду в недостатній кількості, може прискорювати засвоєння радіоактивного йоду щито-

видної залози, підвищувати ймовірність опромінення щитовидної залози, виникнення радіаційно зумовлених біоефектів у щитовидній залозі.

Враховуючи встановлену для України вартість людини-зіверта (Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» від 08.02.1995 № 39/95-ВР) нами, на підставі наведених вище результатів визначення ефективної дози опромінення від ^{131}I населення, що мешкає поблизу ПУАЕС, обчислено вартість відвернутої колективної дози (рис. 10) і показано, що усунення йодного дефіциту серед цього населення сприяє не тільки вирішенню важливої соціально-медичної проблеми сьогодення, а також сприяє економії витрат на медичне обслуговування населення з територій підвищеного радіаційного ризику.

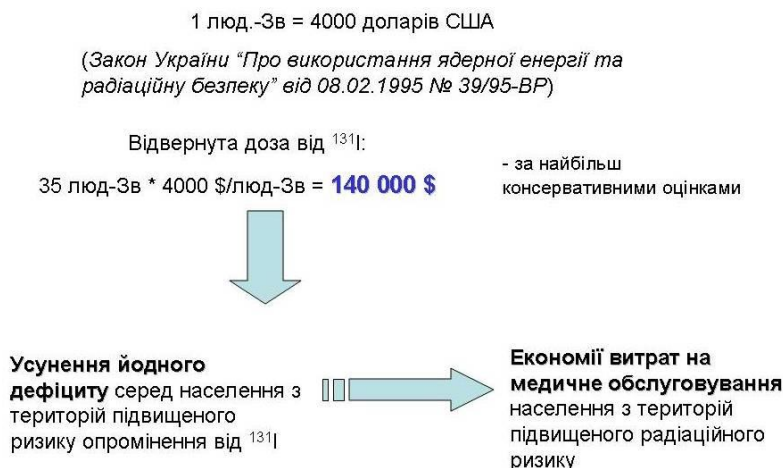


Рис. 10. Економія колективної ефективної дози від ^{131}I для населення з територій, розташованих у радіусі до 5 км від ПУАЕС, при усуненні йодного дефіциту серед населення

Ці результати дають повну підставу стверджувати про необхідність проведення біологічного моніторингу з визначення та уточнення йодного статусу населення на території підвищеного радіаційного і еколого-техногенного навантаження для розробки освітньо-просвітньої програми запобігання йододефіциту серед населення з територій підвищеного радіаційного і еколого-техногенного навантаження.

Висновки:

1. Для зниження еколого-техногенного ризику на територіях, розташованих поблизу Миколаївського глиноземного заводу, який формується через дефляцію екотоксикантів з поверхні хвостосховищ, пропонується комплексний метод їх пилопригнічення і закріплення із застосуванням екологічно чистих матеріалів (біологічного походження). Розроблена технологія пилопригнічення з використанням біопокриття може бути використана для пилопригнічення і закріплення поверхні хвостосховищ видобувних і переробних підприємств, де територія шламсховищ не може бути повністю рекультивована і є необхідність періодичного розкриття для реалізації відходів в інших галузях виробництва. У подальшому передбачається складання карт аеродинамічної ситуації, яка спостерігається на поверхні шламсховищ, для формування і побудови природних і техногенних мереж.

2. Двофакторність опромінення ^{222}Rn робітників гранітодобувної і гранітопереробної галузі (вдома і на робочому місці) потребує внесення змін у регламентацію опромінення людей, які живуть на територіях з кларковим вмістом природних радіонуклідів і працюють у гранітодобувній, гранітопереробній, уранодобувній галузі через зниження ГДД від ^{222}Rn з ДПР на робочих

місцях та зниження тривалості робочого часу на робочих місцях з підвищеними рівнями ЕРОА ^{222}Rn , а також системи запропонованих контрзаходів.

3. Розроблені моделі радіоекологічного ризику від природних і техногенних джерел іонізуючого випромінювання на півдні України пропонується використовувати при оперативному прогнозуванні радіаційне навантаження на людину. Для зниження ймовірності прояву радіаційного ризику на територіях, що відчують вплив викидів і скидів АЕС, пропонується ряд розроблених контрзаходів: дезактивація технологічних водойм АЕС за допомогою макрофітів, утилізація забруднених мулів, введення у дію запропонованої системи швидкої екстренної йодної профілактики населення, яка дозволяє знизити ризик опромінення радіоюдом в екстрених аварійних ситуаціях.

4. Підвищене техногенне навантаження на території, які розташовано поблизу Миколаївського глиноземного заводу, через дефляцію токсикантів (пилу, важких металів, тощо) зі шламсховища червоних шламів, визначає ризик як перешкоджання засвоєнню щитовидною залозою йоду, так і ризик зменшення кількості йоду у м'ясо-молочній продукції регіону, а значить створює передумови розвитку йододефіцитних захворювань. Для територій поблизу діючих АЕС в умовах йодної недостатності існує підвищений ризик радіаційного ураження та виникнення радіаційно зумовлених біоефектів у щитовидній залозі. Необхідністю виступає проведення біологічного моніторингу з визначення йодного статусу населення, яке мешкає на території підвищеного радіаційного і еколого-техногенного навантаження.

ЛІТЕРАТУРА

1. Георгиевский В. Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях : [монографія] / В. Б. Георгиевский. – К. : Наукова думка. – 1994. – 237 с.
2. Григор'єва, Л. І. Формування радіаційного навантаження на людину в умовах півдня України: чинники, прогнозування, контрзаходи : [монографія] / Л. І. Григор'єва, Ю. А. Томілін. – Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2009. – 370 с.
3. Испытание методов пылеподавления для создания технологии закрепления красных шламов на шламохранилище НГЗ // Отчет о НИР по договору № 164-П от 30.12.2004 г. – 47 с.

4. Каненко Г. М. и др. Технологии по подготовке и утилизации пылей и шламов металлургического предприятия / Г. М. Каненко // Збірник матеріалів Міжнародної науково-технічної конференції. – К. : Знання, 2000. – С.111–116.
5. Ковган Л. М. Чернобыль-ориентированный комплекс эколого-дозиметрических моделей та узагальнені оцінки доз опромінення населення України в результаті Чернобыльської аварії (1986-2000 рр.) / Л. М. Ковган, І. Ліхтарьов // Ядерная и радиационная безопасность. – 2004. – Т. 7 – Вып. 3. – С. 13–25.
6. Кутлахмедов Ю. О. та ін. Основи радіоекології : [навч. посіб.] / Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер ; За ред. В. П. Зотова. – К. : Вища шк., 2003. – 319 с.
7. Кравченко В. І. Основні етапи дослідження йодної недостатності та динаміка її ліквідації в Україні / В. І. Кравченко // Міжнародний ендокринологічний журнал. – 1(3) – 2006.
8. Монаков А. С. Разработка метода прогнозирования пылевых выбросов горно-обогатительными комбинатами в окружающую среду : автореф. диссер. кандидата техн. наук. – М. : Московский государственный горный университет, 2004 – 22 с.
9. Мочалов В. И. Анализ существующих способов и средств пылеподавления на хвостохранилищах железорудных горнообогатительных комбинатов / В. И. Мочалов, С. В. Мосин // Горный информационно-аналитический бюллетень. – М. : МГГУ, 2000. – № 5. – С. 181–183.
10. Отчет по радиационной обстановке в районе расположения ЮУ АЭС: Отчет ЛВД ОРБ ОП ЮУ АЭС. – 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006.
11. Рудько Г. І. Екологічна безпека та раціональне природокористування в межах гірничопромислових і нафтогазових комплексів / Г. І. Рудько, Л. С. Шкіца. – Івано-Франківськ, 2001. – 528 с.
12. Сидяков А. Г. Природоохранные технологии управления состоянием хвостохранилищ : автореф. дис. канд. техн. наук / А. Г. Сидяков // Северо-Кавказского горно-металлургического института. – Владикавказ, 2004. – 24 с.
13. Синица И. В. Разработка и исследование параметров способа закрепления пылящих поверхностей хвостохранилищ : автореф. дисс. канд. техн. наук / И. В. Синица. – Тула : Тульский государственный ун-т. – 2009. – 23 с.
14. Создание и использование полупромышленной площадки по испытанию методов пылеподавления на шламохранилище НГЗ для проведения экологической экспертизы // Отчет о НИР по договору № 353-П от 25.08.2005г. – 37 с.
15. Ушаков В. В. Закрепление пылящих поверхностей хвостохранилищ горно-обогатительных предприятий Забайкалья / В. В. Ушаков, Е. Н. Браунер // Материалы Международной научной конференции им. акад. М. А. Усова «Проблемы геологии и освоения недр». – Томск, 1998. – С. 72–73.

Рецензенти: *Кутлахмедов Ю. О.*, д.б.н., професор;
Чорна В. І., д.б.н., професор.

© Томілін Ю. А., Григор'єва Л. І., 2012

Дата надходження статті до редколегії 25.12.2012 р.

ТОМІЛІН Юрій Андрійович – д.б.н., професор кафедри біології та екологічної безпеки Чорноморського державного університету ім. Петра Могили.

Коло наукових інтересів: радіаційна гігієна та радіаційна безпека людини, біологічні методи очищення екосистем, автоматизовані системи радіаційного контролю, радіоекологія річкових і зрошувальних систем.

ГРИГОР'ЄВА Людмила Іванівна – д.б.н., професор кафедри біології та екологічної безпеки Чорноморського державного університету ім. Петра Могили.

Коло наукових інтересів: радіаційна та екологічна безпека територій, дозиметрія, радіоекологія.