

А.П. Висоцька¹
І. В. Васильківський¹

ЗМЕНШЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ХАЕС НА ДОВКІЛЛЯ

¹ Вінницький національний технічний університет

Анотація

Проаналізовано негативний вплив ХАЕС на довкілля та рівень забруднення агропромислової продукції радіонуклідами. Запропоновано дезактиваційні заходи радіоактивно забруднених територій.

Ключові слова: забруднення, радіонукліди, аерозольний викид, ХАЕС, агропромислова продукція, дезактивація.

Abstract

The negative impact of Khmelnytsky nuclear power plant on the environment and the level of contamination of agro-industrial products with radionuclides are analyzed. Decontamination measures for radioactively contaminated areas are proposed.

Keywords: pollution, radionuclides, aerosol emissions, KhNPP, agro-industrial products, decontamination.

Вступ

Енергетична стратегія розвитку передбачає введення на Україні до 2030 року в експлуатацію нових ядерних енергоблоків сумарною потужністю 20-22 млн.кВт. Потужна атомна енергетика – гарант економічної незалежності, а економічна незалежність – гарант успішної реалізації національних проєктів, направлених на зростання добробуту українців [1]. Але, якою ціною будуть досягнуті заплановані цілі? Відповідь на це питання можуть дати тільки екологи, зокрема на прикладі ХАЕС. Експлуатація атомної електростанції включає утворення радіоактивних відходів. У процесі експлуатації АЕС і зокрема ХАЕС неминуче утворення газоподібних, твердих і рідких продуктів, що містять у своєму складі радіоактивні елементи [1].

Оцінка аерозольного викиду ХАЕС

Джерелами радіоактивності в першому контурі енергоблоку є:

- продукти розпаду ядерного палива;
- продукти корозії конструкційних матеріалів;
- продукти активації.

У нормальних умовах експлуатації реакторної установки будь-який вихід елементів з під оболонки твелів або часткове руйнування цієї оболонки призводить до потрапляння деякої кількості продуктів поділу в теплоносій першого контуру.

Тритій, який знаходиться в теплоносії першого контуру, є особливо важливим компонентом цих продуктів активації. Вихід тритію з води першого контуру можливий при:

- організованих протіканнях;
- зливах води першого контуру в баки зливу води першого контуру.

Тритій ^3H – радіоактивний ізотоп водню з періодом напіврозпаду 12,34 року. У реакторах АЕС з ВВЕР тритій утворюється:

- безпосередньо при поділі ядер палива як продукт потрійного поділу;
- в результаті взаємодії нейтронів з ядрами дейтерію;
- в результаті різних реакцій швидких нейтронів з конструкційними матеріалами активної зони реактора;
- в результаті активації борної кислоти в теплоносії першого контуру.

Розчинені продукти ділення і активації виводяться з теплоносія за рахунок процесів іонного обміну, в результаті яких утворюються забруднені іонообмінні смоли установок спецводоочистки

(СВО). В результаті періодичної заміни цих смол утворюються як рідкі, так і тверді радіоактивні відходи.

Процес поводження з радіоактивними середовищами на установках СВО, розташованих у спецкорпусі, призводить до утворення радіоактивних відходів (РАВ) всіх трьох форм.

Допустимі протікання в парогенераторі теплоносія першого контуру в другий контур ведуть до утворення радіоактивно забруднених вод цього контуру. Гази, які накопичуються в першому контурі під час експлуатації, виводяться з нього. Це призводить до утворення потоку газоподібних викидів. Такі викиди зазвичай включають в себе тритієву водяну пару, благородні гази, аерозолі та інші газоподібні частинки.

Під час щорічної зупинки реактора проводиться скидання тиску із систем охолодження, кришка реактора знімається і частина паливних збірок виймається і переміщається в басейн витримки для зберігання. Крім виймки відпрацьованого палива, процедури перевантаження палива можуть привести до підвищення виходу рідких радіоактивних відходів (РРВ) і викидів в атмосферу з басейну витримки, шахти ревізії апарату і шахти ревізії блоку захисних труб.

Основними джерелами радіоактивних аерозольних викидів є:

- вентруби реакторного відділення та спецкорпусу, з висотою викиду 100 м;
- ежектор турбоагрегату.

Аерозолі містять довгоживучі нукліди (ДЖН) з $T_{1/2}$ більше 3 годин і короткоживучі нукліди (КЖН) з $T_{1/2}$ менше 3 годин. Період напіврозпаду визначає час, а разом з ним і дозу можливого впливу на органи людини. Надходження радіоактивних речовин, що відносяться до аерозолів, відбувається з водою, повітрям і продуктами харчування.

Дані про величину і нуклідний склад викидів ежекторами конденсатора турбіни одного енергоблоку, а також сумарний викид ежекторами турбоагрегатів ХАЕС наведені в таблиці 1. Передбачений термін експлуатації енергоблоків складає 45 років.

Завислі аерозольні речовини, присутні в повітрі, обумовлені також перенесенням пилу і сажі. Їх кількість в атмосферному повітрі залежить від характеру підстилаючої поверхні і від вітрового переносу. Максимальна кількість зважених речовин в повітрі в зоні АЕС спостерігалася в районі ОВК і тепличного господарства (1,66 - 3,7 мг/м³), в районі м. Нетішин 3,4 - 7,7 мг/м³ і в районі с. Комарівка – 1,65 мг/м³. В таблиці 2 представлені результати спостережень, виконані ХАЕС в 2009 р.

Таблиця 1 – Середньорічний викид радіонуклідів з вентиляційних труб ХАЕС

Ізотоп	Період напіврозпаду	Викид одного блоку, Кі/добу	Сумарний викид ХАЕС, Кі/добу	Ізотоп	Період напіврозпаду	Викид одного блоку, Кі/добу	Сумарний викид ХАЕС, Кі/добу
Тритій	12,33 років	8,07E-02	3,22E-01	Цирконій-95	64,02 доби	1,19E-07	4,76E-07
Вуглець-14	5730 років	2,79E-08	1,12E-07	Ніобій-95м	3,61 доби	2,01 E-11	8,04E-11
Азот-16	7,13 с	5,34E-01	2,14E+00	Молібден-99	66,02 год	1,47E-10	5,88E-10
Азот-17	4,17 с	7,43E-05	2,98E-04	Ніобій-101	7,1 с	7,61E-09	3,04E-08
Натрій-24	14,97 год	8,33E-08	3,34E-07	Технецій-101	14,2 хв	2,46E-07	9,84E-07
Аргон-41	1,82 год	2,62E-01	1,05E+00	Рутеній-103	39,25 діб	5,13E-10	2,06E-09
Калій-42	12,36 год	2,51E-06	1,00E-05	Родій-103м	56,114 хв	4,68E-08	1,87E-07
Хром-51	27,7 діб	1,68E-08	6,72E-08	Сурма-129	4,4 год	3,13E-09	1,25E-08
Марганець-54	312,2 діб	4,15E-10	1,66E-09	Теллур-129 м	33,6 доби	3,88E-11	1,55E-10
Залізо-55	2,68 р	5,86E-10	2,34E-09	Олово-130	3,7 хв	2,36E-08	9,44E-08
Кобальт-60	5,27 год	1,17E-09	4,68E-09	Йод-131	8,01 діб	4,77E-05	1,91E-04
Селен-83	22,4 хв	6,88E-09	2,76E-08	Ксенон-131 м	11,97 діб	2,07E+00	8,28E+00
Бром-83	2,39 год	8,34E-07	3,34E-06	Цезій-137	30,20 р	6,85E-07	2,74E-06
Криптон-83 м	1,83 год	6,67E-01	2,66E+00	Барій-137 м	2,552 хв	2,56E-06	1,02E-05
Рубідій-88	17,8 хв	1,99E-02	7,96E-02	Лантан-141	3,92 ч	5,37E-08	2,14E-07
Стронцій-89	50,62 діб	9,22E-09	3,68E-08	Церій-143	33,0 год	5,88E-09	2,36E-08
Іттрій-90	64,26 год	1,03E-11	4,12E-11	Празиодим-144м	7,2 хв	4,04E-12	1,62E-11

Таблиця 2 – Середньомісячні значення приземних концентрацій забруднювальних речовин в атмосферному повітрі за даними спостережень Хмельницької АЕС

Місяць	Промплощадка ХАЕС				м. Нетішин			
	район ОВК		район теплиць		район спорткомплекса		район мельниці	
	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³	Оксид сірки, мг/м ³	Оксид азоту, мг/м ³
Середнє за 2009 рік	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,02

Джерелами хімічних (нерадіоактивних) викидів в атмосферу є об'єкти і споруди на промисловому майданчику ХАЕС, в яких технологічні процеси супроводжуються виділенням шкідливих газоподібних речовин.

В даний час хімічні викиди в атмосферу на 85 – 90 % складаються з викидів пуско-резервної котельні. Викиди з інших виробничих установок відносно невеликі зважаючи на малу потужності джерел та наявності пристроїв для очищення викидів. Шкідливими складовими хімічних викидів в атмосферу із джерел ХАЕС є: діоксид сірки (сірчистий ангідрид); окис вуглецю; двоокис азоту; аміак; бензол; ксилол; толуол; фенол; марганець та його сполуки; фтористий водень; сажа; залізо та його сполуки; сірководень; хлор; хром та його сполуки; пари сірчаної кислоти.

За результатами проведених досліджень вміст міді, цинку, кадмію в ґрунтах, території, що прилягає до АЕС, перебуває на фоновому рівні. Можливо незначне додаткове забруднення свинцем ґрунту сільгоспугідь, розташованих поблизу автодоріг, що не призведе до перевищення ГДК забруднюючих речовин у сільгосппродукції.

Деградаційні процеси ґрунтів, пов'язані з будівництвом ВП ХАЕС, поширені лише в зоні проммайданчика. Наявність їх у зоні спостереження (ЗС) практично не пов'язане з роботою станції.

У цілому, аналіз фізико-хімічних властивостей ґрунтів регіону показав що, незважаючи на значну строкатість ґрунтового покриву, більшість ґрунтів мають значну буферну стійкість до техногенних навантажень.

Забруднення повітряного басейну в межах СЗЗ і ЗС АЕС викидами шкідливих речовин із джерел АЕС характеризується валовими викидами в річному і секундному розрізі і приземної концентрацією цих викидів в атмосферному повітрі.

Розрахунки приземних концентрацій шкідливих речовин виконувалися на підставі даних в яких були наведені значення секундних викидів з усіх джерел ХАЕС, обсяги і температури витрат газових мас, що викидаються, висот і діаметрів вентиляційних труб, координат джерел викидів.

Результати розрахунків приземних концентрацій шкідливих речовин представлені в таблиці 3.

Таблиця 3 – Результати розрахунків приземних концентрацій шкідливих речовин на межі СЗЗ

Назва шкідливої речовини	ГДК _{пр} , мг/м ³	Розрахункове значення ГДК _{пр} , мг/м ³ (на межі СЗЗ)	Абсолютне знач. концентрації, мг/м ³ (на межі СЗЗ)
сірчистий ангідрид	0,5	0,22	0,110
оксид вуглецю	5	0,03	0,150
діоксид азоту	0,2	0,21	0,018
сажа	0,15	0,015	0,002
пил неорганічний	0,3	0,05	0,015
пил деревний	0,1	< 0,01	< 0,001
пил абразивно-металевий	0,4	< 0,01	< 0,004
толуол	0,6	< 0,05	< 0,030
бутилацетат	0,1	0,05	0,005
сольвент нафта	0,2	0,05	0,010

Для захисту атмосферного повітря від шкідливого впливу викидів ХАЕС ведеться облік метеорологічних і аерологічних характеристик стану атмосфери, що здійснюють безпосередній вплив

на розсіювання радіонуклідів і, насамперед, тих з них, які погіршують інтенсивність природного механізму самоочищення атмосфери й сприяють нагромадженню домішок у повітряному середовищі. До них відносяться:

- напрямок і швидкість вітру;
- температурна стратифікація атмосфери;
- режим хмар, опадів, туманів, імовірність виникнення стихійних метеорологічних явищ.

Режим вітру й температурна стратифікація атмосфери є головними факторами поширення домішок. Від цих факторів залежить стійкість атмосфери, режим турбулентної дифузії у вертикальному й горизонтальному напрямках. Формування факелів викидів від будь-якого джерела, у тому числі й від АЕС, залежить як від стійкості атмосфери, так і від висоти джерела.

При функціонуванні високих холодних джерел, якими є вентиляційні труби нормально експлуатованої Хмельницької АЕС, найбільші приземні концентрації формуються:

- нестійкою стратифікацією;
- інверсійним ходом температури повітря з висотою, при потужних приземних і піднятих інверсіях.

Аналіз аерологічного режиму досліджуваної території проводився за матеріалами висотного радіозондування атмосфери по найближчій до Хмельницької АЕС аерологічній станції Шепетівка.

Забруднення агропромислової продукції радіонуклідами ХАЕС

Ступінь радіоактивного забруднення агропромислової продукції і величина дозових навантажень на сільськогосподарські рослини, тварини і в кінцевому підсумку на людину по харчовому ланцюжку визначається: загальною кількістю радіонуклідів, що викидаються в навколишнє середовище; характером розсіювання цих радіонуклідів; фізико-хімічними властивостями радіонуклідів; властивостями забрудненого ґрунтового і рослинного покриву.

Основний внесок у загальну кількість газо-аерозольних викидів енергоблоку вносять інертні радіоактивні гази, які безпосередньо не беруть участі в міграції по ланках агроєкосистем, а відповідно і у формуванні дози по харчових ланцюгах. Очікуваний внесок у сумарну потужність викиду радіоіотопів йоду, інших продуктів поділу та активованих продуктів корозії дуже малий, причому багато з них мають періоди напіврозпаду в кілька годин. При розгляді міграції радіонуклідів у компонентах агроєкосистем, слід приділяти основну увагу радіоіотопам так званих біогенних хімічних елементів і радіонуклідів, для яких стабільні носії-аналоги є біогенними елементами. При цьому, для оцінки наслідків впливу, поряд з даними про ґрунтово-кліматичні умови території, особливості ведення сільськогосподарського виробництва і т.д. в якості одного з основних критеріїв повинні бути використані оцінки ймовірних значень щільності забруднення території радіонуклідами.

Значна частина радіонуклідів, що надходять в атмосферу, утворюють аерозолі і під впливом гравітаційних сил, а також під впливом дощу, туманів, снігу випадають на поверхню землі. Осідання радіонуклідів на рослинність відбувається і в дні без опадів, іноді частка сухого осадження досить висока (визначається станом атмосфери). Випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин призводить до накопичення в їх надземних частинах рослини. Затримування радіоактивних аерозолів та їх подальше трансформування залежать: від щільності фітомаси на одиницю площі, виду рослин, розмірів частинок аерозолу, що осідає, відносної вологості до і після випадіння та ін. Безпосередньо після осадження починається і процес видалення радіоактивних часток з поверхні рослин. Максимальні втрати радіонуклідів у рослин відбуваються вже в першу добу. У середньому для різних культур до 70-90% втрат відбувається протягом перших 7-10 діб. Середній період напіввтрат лучно-пасовищною рослинністю дещо більший і може коливатися від 7 до 17 діб. При безперервних випаданнях в цілому внесок цього процесу в загальне забруднення рослинності визначається інтенсивністю випадінь радіоактивних речовин. Інтенсивність випадінь радіонуклідів при очікуваній потужності викидів дуже низька (наприклад, рівноважна інтенсивність випадань для ^{137}Cs має порядок 10^{-10} Бк/(м²·с)) і відповідно аеральне забруднення рослинності буде дуже мале. При безперервних випаданнях постійно йде забруднення ґрунтової поверхні випадіннями радіоактивних речовин з атмосфери. Частина радіонуклідів безпосередньо потрапляє на ґрунтовий покрив, а частина затримується рослинністю. Як було показано вище, процес очищення рослинності є дуже динамічним, і протягом декількох тижнів після радіоактивних випадінь радіонукліди практично повністю потрапляють на ґрунтовий покрив і включаються у подальші процеси міграції по ланках

біоценозу. Ці процеси включають в себе: вертикальну і горизонтальну міграцію радіонуклідів, перехід їх у рослини. До рушійних сил, що викликають міграцію радіонуклідів у ґрунтах, відносяться: фільтрація атмосферних опадів вглиб ґрунту, капілярний підтік вологи до поверхні в результаті випаровування, термоперенос вологи під дією градієнта температури, рух води по поверхні ґрунту, дифузія вільних і адсорбованих іонів, перенесення радіонуклідів на мігруючих колоїдних частинках, перенесення за кореневим системам рослин, процеси сорбції та десорбції речовиною ґрунту. Інтенсивність цього процесу дуже сильно залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів і ґрунтових умов. Так, такі радіологічно значущі радіонукліди, як ^{137}Cs та ^{90}Sr поведуться в однакових умовах абсолютно по різному. За наявними в даний час даними більше 90% радіоцезію чорнобильських випадів в непорушених ґрунтах знаходиться у верхньому п'ятисантиметровій шарі. Радіостронцій більш рухливий - завдяки процесам вертикальної міграції в даний час він розподілився на глибину до 40 см, хоча на незадернованих пісках в зоні відчуження його максимуми спостерігалися і на глибині більше метра. Якщо врахувати той факт, що ґрунтові води для Полісся знаходяться, в основному, на глибині більше трьох метрів то можна стверджувати, що процеси вертикальної міграції слабо сприяють попаданню радіонуклідів у ґрунтові води і подальшому поширенню у відкриті водойми. Навіть якщо радіонукліди потрапляють у водоносні горизонти, то подальша їх горизонтальна міграція відбувається дуже повільно з причини низьких швидкостей пересування ґрунтових вод.

ґрунт має значну ємність поглинання радіонуклідів і обмежує просторовий перерозподіл і кореневе надходження в рослини. Коренева система рослин виступає в ролі селективного бар'єру, який виключає попадання в надземну масу фітомасу біологічно інертних радіоактивних елементів. Таким чином, при розгляді кореневого шляху вступу потрібно розглядати тільки біологічно рухливі радіонукліди. З одного боку сорбція радіонуклідів ґрунтом обмежує їх надходження в рослини, а з іншого - надовго утримує в шарі землі, де вони довгий час є джерелом надходження в рослини. Інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини залежить від багатьох факторів, основні з яких – агрохімічні властивості ґрунтів, фізико-хімічні властивості радіонуклідів та біологічні особливості рослин.

Існує кілька шляхів надходження радіонуклідів в раціон харчування людини (рис.1).



Рисунок 1 - Основні шляхи надходження радіонуклідів у харчовий раціон людини

Один з них – це ланцюжок «орні угіддя-рослини-продукція рослинництва». Інтенсивність міграції радіонуклідів по цьому ланцюжку в першу чергу визначається типом ґрунтів під орними угіддями, культурою, фізико-хімічними властивостями радіонукліда і щільністю забруднення поверхні ґрунту. Найбільш високі рівні забруднення рослинності спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо легкого гранулометричного складу, менші - на сірих лісових ґрунтах і

сероземах, найнижчі на чорноземах. Інший шлях надходження радіонуклідів в раціон людини пов'язаний з ланцюжком корми-тварини-продукція тваринництва-людина. В принципі радіонукліди можуть надходити в організм тварин через органи дихання, шлунково-кишковий тракт і поверхню шкіри. Але потенційний внесок цих шляхів у забруднення кінцевої продукції різний. Якщо в період радіоактивних випадів велика рогата худоба знаходиться на пасовищі, то надходження радіонуклідів у відносних одиницях може скласти: через травний канал 1000, органи дихання 1 і шкіру 0,0001 [1].

Також, є ще один, дуже важливий шлях надходження радіоцезію в організм людини, який пов'язаний з особливостями даного регіону. Це гриби, ягоди та м'ясо диких тварин. Шляхи надходження радіонуклідів в раціон людини, які пов'язані з водокористуванням для регіону розміщення станції не мають великого значення з кількох причин: вода з відкритих водойм не використовується для пиття; промислове виробництво риби відсутнє; зрошення не використовується в сільському господарстві.

Таким чином, з точки зору міграційної рухливості, найбільш критичним ланками агробіоценозу для досліджуваного регіону є ланцюжок корми-тварини-молоко.

В процесі експлуатації всіх АЕС і ХАЕС зокрема, обов'язково передбачається виникнення різних видів аварійних ситуацій, спричинених відмовами системи безпеки, помилками персоналу, тощо, які супроводжуються певною кількістю додатково викинутих радіонуклідів. Критичним шляхом міграції радіонуклідів, як на ранній фазі ймовірної аварії, так і на наступних, буде ланцюжок пасовища-тварини-продукція тваринництва-людина. Аналіз забруднення сільськогосподарської продукції при максимально проєктованій аварії (МПА) на енергоблоці ХАЕС представлений в таблиці 4. При своєчасному проведенні невідкладних контрзаходів забруднення сільськогосподарської продукції буде істотно нижче наведених оцінок.

Таблиця 4. - Максимальне забруднення сільськогосподарської продукції аерозольними радіонуклідами (Бк/кг), внаслідок МПА, в залежності від відстані до джерела викиду (км).

Радіонуклід	Відстань, км						
	2,7	4	6	10	15	20	25
Хліб ¹							
I ¹³¹	7,4E+02	3,4E+02	1,6E+02	8,4E+01	5,1E+01	3,4E+01	2,5E+01
Cs ¹³⁷	6,9E+02	3,5E+02	1,9E+02	1,1E+02	7,4E+01	5,0E+01	3,6E+01
Sr ⁹⁰	5,5E+02	2,8E+02	1,5E+02	9,1E+01	6,0E+01	4,1E+01	2,9E+01
Молоко							
I ¹³¹	7,2E+03	3,3E+03	1,6E+03	8,2E+02	4,9E+02	3,3E+02	2,4E+02
Cs ¹³⁷	4,9E+02	2,5E+02	1,4E+02	8,1E+01	5,3E+01	3,6E+01	2,6E+01
Sr ⁹⁰	6,2E+01	3,1E+01	1,7E+01	1,0E+01	6,7E+00	4,5E+00	3,2E+00
М'ясо							
I ¹³¹	6,4E+03	2,9E+03	1,4E+03	7,3E+02	4,4E+02	3,0E+02	2,2E+02
Cs ¹³⁷	1,3E+03	6,7E+02	3,7E+02	2,2E+02	1,4E+02	9,6E+01	6,9E+01
Sr ⁹⁰	1,8E+01	9,0E+00	4,9E+00	2,9E+00	1,9E+00	1,3E+00	9,3E-01
Листові овочі							
I ¹³¹	1,2E+04	5,5E+03	2,6E+03	1,4E+03	8,2E+02	5,5E+02	4,1E+02
Cs ¹³⁷	9,6E+02	4,9E+02	2,7E+02	1,6E+02	1,0E+02	7,0E+01	5,0E+01
Sr ⁹⁰	7,7E+02	3,9E+02	2,2E+02	1,3E+02	8,3E+01	5,7E+01	4,0E+01
Капуста							
I ¹³¹	4,0E+02	1,8E+02	8,8E+01	4,5E+01	2,7E+01	1,8E+01	1,4E+01
Cs ¹³⁷	3,1E+01	1,6E+01	8,7E+00	5,2E+00	3,4E+00	2,3E+00	1,6E+00
Sr ⁹⁰	2,5E+01	1,3E+01	7,0E+00	4,2E+00	2,7E+00	1,9E+00	1,3E+00
Фрукти (грушки, яблука)							
I ¹³¹	3,0E+02	1,4E+02	6,6E+01	3,4E+01	2,1E+01	1,4E+01	1,0E+01
Cs ¹³⁷	2,4E+01	1,2E+01	6,5E+00	3,9E+00	2,5E+00	1,7E+00	1,2E+00
Sr ⁹⁰	1,9E+01	9,6E+00	5,3E+00	3,1E+00	2,0E+00	1,4E+00	9,9E-01

¹Період часу від збору врожаю до споживання кінцевого продукту 30 діб.

Отже, незважаючи на оптимістичний прогноз щодо рівня контрольованого радіонуклідного забруднення прилеглої до ХАЕС території, потрібно, все ж таки, зробити висновок, чи варто сьогодні нарощувати потужності ядерної енергетики, чи ні...

Деактивація радіоактивно забруднених територій

Радіонукліди, що знаходяться в ґрунтах, здатні безпосередньо негативно впливати на екосистеми протягом тривалого часу. Отже, розробка заходів по деактивації ґрунтів є однією з найважливіших складових реабілітації забруднених територій. В даний час відомі наступні методи очищення ґрунтів від радіоактивного забруднення: механічний, фізичний, фізико-хімічний, електрокінетичний, біологічний та фітодеактивація. Механічний спосіб передбачає захоронення зараженого шару ґрунту або засипку забрудненої території шаром незабрудненого ґрунту, що з екологічної та економічної точки зору є нераціональним. Застосування фізико-хімічного методу деактивації із використанням реагентів призводить до забруднення ґрунтів, що може суттєво знизити їх родючість. Електрокінетичний спосіб очищення за допомогою виділення токсичних часток ґрунту під впливом електричного поля є дуже енергоємним. Біологічний метод очищення ґрунту із використанням мікроорганізмів, здатних поглинати токсичні радіонукліди, передбачає подальший збір мікроорганізмів. Враховуючи всі переваги та недоліки кожного із методів, найбільш доцільним методом очищення ґрунтів від радіоактивного забруднення є фітодеактивація. Відомо, що рослини (трава і дерева) функціонують як "природні насоси", які екстрагують радіонукліди разом з поживними речовинами з ґрунту за допомогою кореневої системи і накопичують їх в наземній біомасі. Потенційна продуктивність "природних насосів" складає 0,05-0,1 Кі/га за сезон. Причому, чим швидше росте рослина, тим більшу кількість радіонуклідів вона поглинає з ґрунту. Таким чином, рослини, які потенційно здатні ефективно здійснювати перехоплення мігруючих радіонуклідів, можуть захистити питні водоносні горизонти від забруднення. При цьому радіонукліди виводяться в наземну біомасу, що забезпечує фітодеактивацію ґрунту. Якщо наземна біомаса рослин на забруднених територіях не використовується, то поглинені рослинами радіонукліди повертаються в землю разом з опадаючою листовою біомасою і процес міграції повторюється. Це в якійсь мірі стримує розповсюдження радіоактивного забруднення вглибину ґрунту, але жодним чином не забезпечує його очищення. Очищення ґрунтів методом фітодеактивації у деяких районах Хмельницької області пропонується провести за наступною схемою [2]:

- вирощування швидкорослих деревних порід, високоврожайних сільськогосподарських культур і багаторічних трав;
- щорічний збір вирощеної фітомаси та опадаючого листя;
- переробка зібраної деревної і листостеблової біомаси та отримання прибутку за рахунок отримання біоенергії або рециклінгу.

Результати досліджень показують, що швидкість витягання мобільних радіонуклідів може досягати 10-15% на рік при використанні сосни звичайної, а проведення фітодеактивації із використанням *Polygonum Sashalinense* F. Schmidt (горець сахалінський) може забезпечити виведення до 30% стронцію і до 11% цезію за один вегетаційний період [2].

Отже, проведення фітодеактивації, на радіоактивно забруднених територіях у Хмельницькій області, дозволить здійснити комплексну реабілітацію радіоактивно забруднених територій.

Висновок

Результати досліджень показують практичну можливість та екологічну доцільність створення і використання комплексної технології, що поєднує очищення ґрунту від радіонуклідів і одержання прибутку в результаті утилізації радіоактивно забрудненої фітомаси.

Враховуючи основні характеристики рослин-деконтамінантів можливі різні варіанти переробки радіоактивної фітомаси, одержаної при впровадженні методу фітодеактивації: виділення целюлози, гідроліз і утворення простих цукрів, виділення біологічно активних речовин, що володіють фармакологічними властивостями. Проте впровадження цих технологій може спричинити проблеми, пов'язані з переробкою низько активних рідких відходів, тому найбільш перспективною вважається комплексна технологія переробки радіоактивної фітомаси з отриманням теплової і електричної енергії. В якості прибутку від впровадження заходів по фітодеактивації враховувався лише чистий

прибутки у вигляді отриманої енергії і не враховувалися такі, як отримання екологічно чистого ґрунту, зниження захворюваності населення та багато інших.

Отже, можна зробити висновок про те, що впровадження дезактиваційних заходів є досить перспективним та доцільним методом очищення радіоактивно забруднених територій.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Інформаційний бюлетень “Хмельницька АЕС – розвиток заради майбутнього” до проведення громадських слухань щодо добудови Хмельницької АЕС шляхом спорудження енергоблоків №3 та №4.
2. Башарин А. В., Лисовская Д. А., Другаченко М. А., Скурат В. В., Шароваров Г. А. Результаты исследования в обоснование возможности применения горца сахалинского (*Polygonum sachalinense* F. Schmidt) для фитодезактивации. - Минск, 2002. - 41 с.

Висоцька Анастасія Петрівна - магістр інституту екологічної безпеки та моніторингу довкілля, Вінницький національний технічний університет, м. Вінниця, e-mail: mapanina123@gmail.com

Васильківський Ігор Володимирович – канд. техн. наук, доцент кафедри екології та екологічної безпеки, Вінницький національний технічний університет, м. Вінниця, e-mail:igor.vntu@gmail.com.

Vysotska Anastasia Petrovna - master Institute of ecological safety and monitoring of environment, Vinnytsia National Technical University, Vinnytsia, e-mail: mapanina123@gmail.com

Vasytkovsky Igor Volodymyrovych – the candidate of technical sciences, profesor asistent of the Department of Ecology and Environmental Safety, Institute for Environmental Security and Environmental Monitoring Vinnytsia National Technical University, e-mail: igor.vntu@gmail.com.