

Міністерство екології та природних ресурсів України
Міністерство молоді та спорту України
Житомирська обласна адміністрація
Державне підприємство з питань поводження з відходами як вторинною сировиною
Громадська рада при Мінприроди України
Житомирський національний агроекологічний університет
Інститут сільського господарства Полісся
Вінницький національний технічний університет
ДП «Укрекокомресурс»
ВГО «Асоціація молодих екологів»
Експертний центр "Укрекобіокон"
ГО "Центр сучасних інновацій"
ВГО "Чиста хвиля"

Збірник матеріалів

Міжнародної науково-практичної конференції "Наука. Молодь. Екологія."

**в рамках
I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з
міжнародною участю**

21-23 травня 2014 року

*Видається за рішенням оргкомітету З'їзду
(протокол № 6 від 14 травня 2014 р.)*

«Наука. Молодь. Екологія». Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції в рамках І Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю, м. Житомир, 21–23 травня 2014 року. – Житомир Вид-во ЖДУ ім. І. Франка – 400 с.

Оргкомітет:

1. **Мохник А.В.** – Міністр Мінприроди (Голова орг. комітету)
2. **Булатов Д.С.** – Міністр молоді та спорту України
3. **Квіт С.М.** – Міністр освіти і науки України, д.і.н., професор
4. **Кізін С.В.** – Голова Житомирської обласної адміністрації, співголова орг. комітету
5. **Сафарян А.К.** – директор ДП «Укрекокомресурс»
6. **Микитюк В.М.** – д.е.н., професор, ректор ЖНАЕУ, співголова орг. комітету
7. **Бондар О.І.** – д.б.н., професор, член-кореспондент НААН, ректор Державної екологічної академії
8. **Мунтіян О.В.** – ДП «Центр еколого-експертної оцінки»
9. **Рудик Р.І.** – директор ІСГП, к.с.-г.н.
10. **Петрук В.Г.** – д.т.н., професор, академік УАЕК, директор Інституту екології та екологічної кібернетики ВНТУ
11. **Мокін В.Б.** – д.т.н, професор, директор Інституту магістратури, аспірантури та докторантури ВНТУ
12. **Савчук І.М.** – д.с.-г.н., професор, заступник директора ІСГП
13. **Савицький В.В.** – к.е.н., Голова громадської ради при Мінприроди України, заст. голови орг. Комітету
14. **Борисюк Б.В.** – к.с.-г.н., доцент, академік МАНЕБ, декан екологічного факультету ЖНАЕУ
15. **Вигівський М.П.** – Директор ДП «Екобезпека, нормування та інновації»
16. **Мазур Г.М.** – директор НТЦ «Чиста хвиля»
17. **Савицький В.В.** – Голова ГО «Зелене партнерство» , позаштатний радник Міністра екології та природних ресурсів
18. **Конішук В.В.** – д.б.н. зав. лабораторією ІАіП
19. **Годовська Т.Б.** – к.т.н., директор ЕЦ"Укрекобіокон"
20. **Гуреля В.В.** – к.с.-г.н., с. н. с. ІСГП, голова ВГО «Асоціація молодих екологів» (секретар оргкомітету)
21. **Петрук Р.В.** – к.т.н., м. н. с. ІЕК ВНТУ
22. **Войскобнікова Н.О.** – к.т.н., доцент Чорноморського державного університету ім. Петра Могили
23. **Кошицька Н.А.** – аспірант ІСГП
24. **Когут В.А.** – студент ЖНАЕУ
25. **Фещенко В.П.** – д.т.н., доцент, академік МАНЕБ (модератор)

Килимник В.О., Васильківський І.В., Петрук В.Г., Кватернюк С.М. ХАРАКТЕРИСТИКА БІОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ПОЛІВ	85
Килівник А.О., Стецюк Л.І. ЕКОЛОГІЧНА ПРОСВІТА ЗАКЛАДУ «ЗАГАЛЬНООСВІТНЯ ШКОЛА І-ІІІ СТУПЕНІВ № 35 ВІННИЦЬКОЇ МІСЬКОЇ РАДИ» В ДІІ	89
Києнко-Романюк Є.С., Крижановський Є.М. АНАЛІЗ ДАНИХ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ РОСЬ З ВИКОРИСТАННЯМ ГІС	94
Клименко М.О., Буднік З.М. ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД Р. ІКВА ЗА ЕКОЛОГІЧНИМИ НОРМАТИВАМИ	100
Клименко Г.О., Рубін О.А. ПОПУЛЯЦІЯ РІДКІСНОГО ВИДУ ЛІЛІЇ ЛІСОВОЇ (<i>LILIUM MARTAGON L.</i>) В УМОВАХ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ДЕСНЯНСЬКО-СТАРОГУТСЬКИЙ»	103
Ковтун Ю.Д. ПОРІВНЯННЯ ВПЛИВУ ЙОНІВ ПЛЮМБУМУ ТА МАНГАНУ НА РІСТ І РОЗВИТОК КУКУРУДЗИ	109
Когут В. ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЧНОГО АУДИТУ ПІДПРИЄМСТВ ХАРЧУВАННЯ НАСЕЛЕННЯ	112
Клименко М.О., Корчевська О.М. ХАРАКТЕРИСТИКА СТАНУ УРБООКОСИСТЕМИ М.РІВНОГО ЗА ТОКСИКО-МУТАГЕННИМ ФОНОМ	115
Костик В.І., Ящолт А.Р. УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИКИ ЗБЕРІГАННЯ, ОБРОБКИ ТА ВІЗУАЛІЗАЦІЇ ДАНИХ ПРО СТАН ГРУНТОВИХ ВОД НА ОСНОВІ ДАНИХ МОНІТОРИНГУ КОЛОДЯЗІВ МІСТА	121
Мокін В., Коцюба Е.О. САЙТ ВОДНИХ РЕСУРСІВ	124
Лукомський О.М. ДИНАМІКА РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВИВЕДЕНИХ ІЗ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ОБІГУ ГРУНТІВ В УМОВАХ ПОЛІССЯ	130
Матвіюк Д.В., Портухай О.І. НАКОПИЧЕННЯ І УТИЛІЗАЦІЯ ПРОМИСЛОВИХ ТА ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ НА РІВНЕНЦІНІ	134
Міськів С.В., Васильківський І.В., Петрук В.Г., Кватернюк С.М. ЕКОЛОГІЧНИЙ ВПЛИВ АЕРОЗОЛЬНОГО ВИКИДУ ХАЕС НА ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ	138
Нонік М.О. ЕФЕКТИВНІСТЬ ІНТРОДУКЦІЇ ЛОФАНТУ ГАНУСОВОГО (<i>LOPHANTHUS ANISATUS ADANS.</i>) В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	144
Отрешко Л.М. ПРОБЛЕМИ ІЗ ВМІСТОМ ⁹⁰ SR В ЗЕРНОВІЙ ПРОДУКЦІЇ НА СУМІЖНІЙ ІЗ ЗОНОЮ ВІДЧУЖЕННЯ ТЕРИТОРІЇ	149
Варламов Є.М., Палагута О.А. ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА НАВКОЛИШНЄ ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ЗА ДОПОМОГОЮ ЕКОЛОГІЧНИХ ІНДИКАТОРНИХ ПОКАЗНИКІВ	154
Петрук В.Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О.Є. КОНТРОЛЬ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ за характеристиками макрофітів НА ОСНОВІ ЦИФРОВОЇ КОЛОРИМЕТРІЇ ТА МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИХ ЗОБРАЖЕНЬ	160

атмосферного повітря, погіршення умов проживання населення області. До основних чинників, які зумовлюють таку критичну ситуацію можна віднести значну вартість реалізації проектів розроблених для переробки відходів.

Список використаної літератури:

1. Кабінет Міністрів України Постанова від 4 березня 2004 р. N 265 «Про затвердження Програми поводження з твердими побутовими відходами»
2. Лико Д. В. Поводження з відходами та їх утилізація у Рівненській області. / Д. В. Лико, І. В. Гущук // Екологічний вісник : науково-популярний екологічний журнал. - 2010. - N 1. - С. 31-32
3. Співробітництво для вирішення проблем відходів : Матеріали III Міжнародної конференції (Харків, 7-8 лютого, 2006 р.) / Харківський національний університет ім. В. Н. Каразіна. – Х. :Харківський національний університет ім. В. Н. Каразіна , 2006, 251 с.
4. Рівненська область. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2009 рік. – Рівне: Департамент екології та природних ресурсів Рівненської облдержадміністрації, 2012 р. – 242 с.
5. Рівненська область. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2009 рік. – Рівне: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2011 р. – 246 с.
6. Рівненська область. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2010 рік. – Рівне: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2010 р. – 237 с.
7. Рівненська область. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2009 рік. – Рівне: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2009 р. – 218 с.

УДК 621.039.584

**ЕКОЛОГІЧНИЙ ВПЛИВ АЕРОЗОЛЬНОГО ВИКИДУ ХАЕС НА ЗАБРУДНЕННЯ
ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ**

Миськів С.В., Васильківський І.В., Петрук В.Г., Кватернюк С.М.

Україна, Вінниця

Енергетична стратегія розвитку передбачає введення на Україні до 2030 року в експлуатацію нових ядерних енергоблоків сумарною потужністю 20-22 млн.кВт. Це одна з найбільш амбіційних програм, що поступається лише планам Китаю, Індії, США та Росії. Це дасть змогу Україні не залежати від імпорту електроенергії вже в найближчі десятиліття. Потужна атомна енергетика – гарант економічної незалежності, а економічна незалежність – гарант успішної реалізації національних проектів, 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.

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.

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.

Третій, який знаходиться в теплоносій 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 газы, 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 виїмки 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 T1/2 більше 3 годин і короткоживучі нукліди (КЖН) з T1/2 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 спостерігалось 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	Молибден-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-	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 p	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 p	6,85E-07	2,74E-06
Криптон-83	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		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.

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 радіоізотопів 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 радіоізотопам 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.

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

Назва шкідливої речовини	ГДК _м р, мг/м ³	Розрахункове значення ГДК _{зм} , мг/м ³ (на межі СЗЗ)	Абсолютне знач. концентрації, мг/м ³ (на межі)
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

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 випадіння радіоактивних речовин. Інтенсивність випадіння радіонуклідів при очікуваній потужності викидів дуже низька (наприклад, рівноважна інтенсивність випадань для ¹³⁷Cs 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 випадіння 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 ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr поводяться в однакових умовах абсолютно по різному. За наявними в даний час даними більше 90% радіоцезію чорнобильських випадіння в непорушених ґрунтах знаходиться у верхньому п'ятисантиметровій шарі. Радіостронцій більш рухливий - завдяки процесам вертикальної міграції в даний час він розподілюється 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). 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.

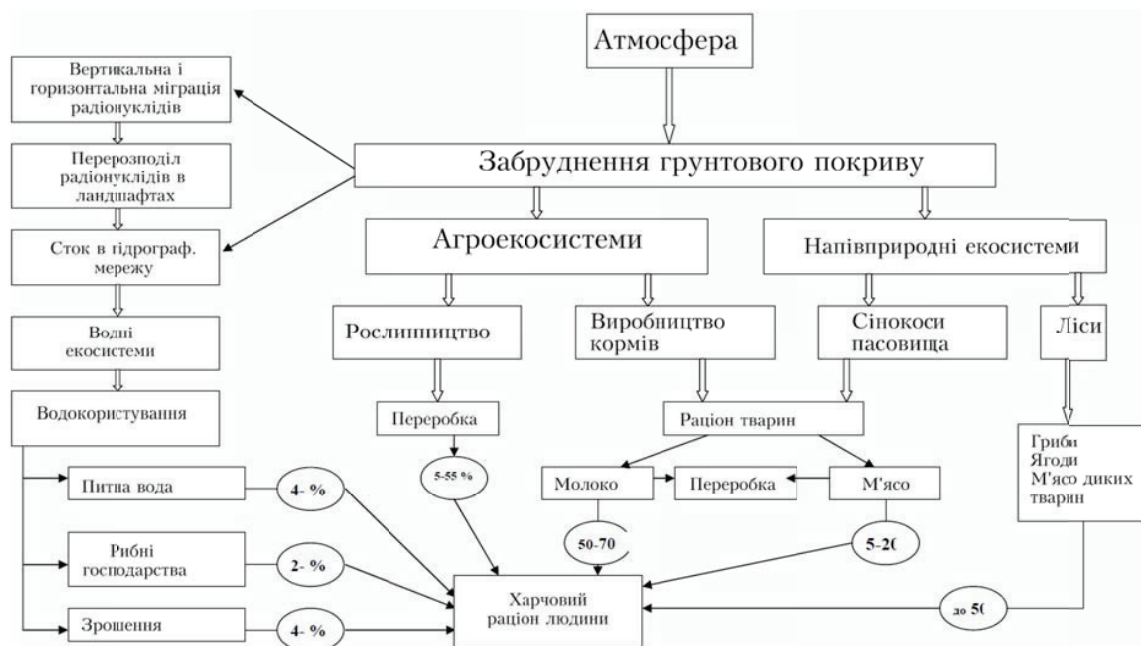


Рис.1 Основні шляхи надходження радіонуклідів у харчовий раціон людини

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.

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.

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...

Література

1. Інформаційний бюлетень “Хмельницька АЕС – розвиток заради майбутнього” до проведення громадських слухань щодо добудови Хмельницької АЕС шляхом спорудження енергоблоків №3 та №4.

УДК 582.929.4:581.5 (477.42)

ЕФЕКТИВНІСТЬ ІНТРОДУКЦІЇ ЛОФАНТУ ГАНУСОВОГО (*LOPHANTHUS ANISATUS ADANS.*) В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Нонік Марина Олександрівна

Житомирський національний агроекологічний університет

Актуальність теми. На Поліссі України поширено багато видів рослин, які належать до родини Губоцвіті, але представники роду *Agastache* у природних умовах не зустрічаються зовсім. Тому вивчення еколого-біологічних особливостей представника цього роду – лофанта ганусового дасть можливість культивувати інтродуковані рослини з метою отримання лікарської, харчової, парфумерної сировини.

Наукова новизна результатів досліджень. Вперше в зоні Житомирського Полісся було досліджено інтродуковану ефіро-олійну лікарську рослину – *Lophanthus anisatus Adans.*, встановлено тривалість фаз розвитку рослин залежно від вікових особливостей, з'ясовано технологію вирощування, встановлено якісні показники насінневого матеріалу та оптимальні строки посіву, проведено біохімічні аналізи рослинної сировини.

Практичне значення одержаних результатів. Розроблені технології вирощування лікарсько-ароматичної рослини можуть бути використані з метою культивування рослин роду *Agastache* в зоні Полісся України.

Аналіз стану вивчення проблеми

Лофант ганусовий (*Lophanthus anisatus Adans.*) — багаторічна трав'яниста рослина, яка належить до родини Губоцвіті (*Lamiaceae*). Батьківщина лофанту ганусового — Північна та Центральна Америка Територія поширення рослин: Західний і Східний Сибір, Середня Азія, Монголія, Китай, Північна Америка. Останнім часом лофант ганусовий почали культивувати по всій Україні - від Луганської області до Закарпаття. [4, 7].

Цінність лофанту ганусового полягає у можливості використання надземної та підземної частини рослин у фіто медицині. З надземної фітомаси рослин виготовляють препарати, які застосовують для зміцнення імунної системи, проти грибкових захворювань. Настої з лофанту

Наукове видання

«Наука. Молодь. Екологія.»

Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції в рамках
I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю, м. Житомир,
21–23 травня 2014 року

Матеріали подаються в авторській редакції.

Відповідальний редактор: Феценко В.П.
Комп'ютерне оформлення: Гуреля В.В.

Програмний комітет:
Феценко Володимир Петрович
Мазур Ганна Михайлівна
Гуреля Віталій Вікторович
Скорбильна Олена Олегівна

Надруковано з оригінал-макета авторів
Підписано до друку 14.05.14. Формат 60x90/8. Папір офсетний.
Гарнітура Times New Roman. Друк різнографічний.
Ум. друк, арк. 27.0. Обл. вид. арк. 18.1. Наклад 300. Зам. 87.

Видавець і виготовлювач
Видавництво Житомирського державного університету імені Івана Франка
м. Житомир, вул. Велика Бердичівська, 40
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:
серія ЖТ №10 від 07.12.04 р.
електронна пошта (E-mail): zu@zu.edu.ua