

ОСОБЛИВОСТІ ВПОРЯДКУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ 30-КІЛОМЕТРОВОЇ ЗОНИ СПОСТЕРЕЖЕНЬ АТОМНИХ ЕЛЕКТРИЧНИХ СТАНЦІЙ (НА ПРИКЛАДІ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС)

© Дець Т.І., Дмитрів О.П., 2014

Обосновано понятие санитарно-защитной и зоны наблюдения АЭС, исследовано влияние факторов окружающей среды на миграцию радионуклидов в почвах и приведены рекомендации для благоустройства территорий окружающей среды АЭС.

In-process grounded concept of sanitary-hygienic and area of supervision of AES, investigational influence of factors of environment on migration of radionuklides in soils and recommendations are resulted for equipping with modern amenities of territories of environment of the AES.

Постановка проблеми. На території України розташовано п'ять атомних електричних станцій: Запорізька АЕС, Південно-Українська АЕС, Рівненська АЕС, Хмельницька АЕС та Чорнобильська. Після виведення з експлуатації чотирьох ядерних реакторів останньої залишилися працювати 15 енергоблоків із загальною встановленою потужністю 13835 МВт [18]. До 2013 року згідно Енергетичної стратегії України (2006р.) планується ввести в експлуатацію ще три енергоблоки: третій та четвертий Хмельницької АЕС та четвертий Рівненської АЕС [7]. Це приведе до збільшення ризику радіоактивного забруднення прилеглих територій до атомних електростанцій. Тому дослідження процесів міграції радіонуклідів в ґрунті для визначення реального стану на забруднених територіях є актуальною проблемою та допоможе ефективніше використовувати радіоактивно забруднені території.

Зв'язок із важливими науковими і практичними завданнями. Понад 30 % території України зазнало значного радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Залишаються забрудненими 6,7 млн. га земель, з них 1,2 млн. га сільськогосподарських угідь із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту цезієм-137 – понад 37 кБк/м². Було вилучено з господарського використання 130,6 тис. га сільськогосподарських угідь, що потребують реабілітації та повернення у виробництво. В зонах радіоактивного забруднення опинилися 3 млн. людей, які проживають у 2161 населеному пункті [15].

Саме тому слід звернути увагу на впорядкування територій, які зазнають радіаційного впливу атомних електростанцій, а саме санітарно-захисних зон та зон спостереження АЕС, а також забруднених у результаті аварії на ЧАЕС.

Аналіз останніх досліджень та публікацій, присвячених вирішенню цієї проблеми. Потрапляючи до навколишнього середовища, техногенні радіонукліди включаються в природні процеси масо-енергообміну, які мають комплексний характер, охоплюючи всі природні компоненти. Вивченням проблеми використання та реабілітації забруднених територій, складу радіонуклідів та їх поведінки в різних ґрунтах (вертикальне та горизонтальне пересування, швидкість міграції), здатності утворювати різні сполуки з хімічними складниками ґрунту, міграцію радіоактивності до ґрунтових вод займалися Р.М. Алексахін, Б.С. Прістер, Д.М. Гродзинський, І.М. Гудков, Ю.О. Іванов, Л.В. Перепелятникова, А.М. Архіпов, М.О.Клименко, О.В. Войцехович та ін..

Невирішені частини загальної проблеми. За роки, що минули після катастрофи на ЧАЕС, вчені та фахівці різних галузей отримали важливі наукові результати щодо мінімізації радіаційної небезпеки й поширення радіонуклідів, зменшення доз опромінення людей, впливу ґрунтових умов

на рівні забруднення, розроблення методів безпечного землекористування. Накопичено певний досвід практичної реалізації цих результатів [2, 10–12]. Проте питання впорядкування радіоактивно забруднених територій, зон спостереження АЕС, міграції радіонуклідів у різних компонентах навколишнього середовища ще повною мірою не досліджене.

Постановка завдання. Метою роботи є дослідити чинники, що впливають на міграційні процеси радіонуклідів у ґрунтах, та надати рекомендації щодо впорядкування території 30-кілометрової зони спостереження атомної електричної станції (на прикладі Хмельницької АЕС).

Виклад основного матеріалу. Експлуатація атомних електростанцій є частиною ядерного паливного циклу, який розпочинається з видобутку та збагачення уранової руди. Наступним етапом вважається виробництво ядерного палива. Відпрацьоване на АЕС, воно піддається вторинній обробці з метою вилучення залишків урану та плутонію. Закінчується цикл, як правило, локалізацією і захороненням радіоактивних відходів. На кожній стадії ядерного паливного циклу до докiлля потрапляють радіоактивні речовини.

Доза радіоактивного забруднення території від ядерних реакторів найбільше залежить від режиму їх експлуатації, відстані від них і переважаючого напрямку вітру в районі розміщення об'єкта. Що далі від нього живе людина, то меншу дозу вона отримує [13,17]. Однак, навіть під час безаварійної роботи АЕС неодмінно відбуваються викиди у довкілля радіонуклідів, які належать до продуктів розпаду урану та торію або нейронів. Це зокрема: ^{60}Co , ^{14}C , ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr та інші радіонукліди [4].

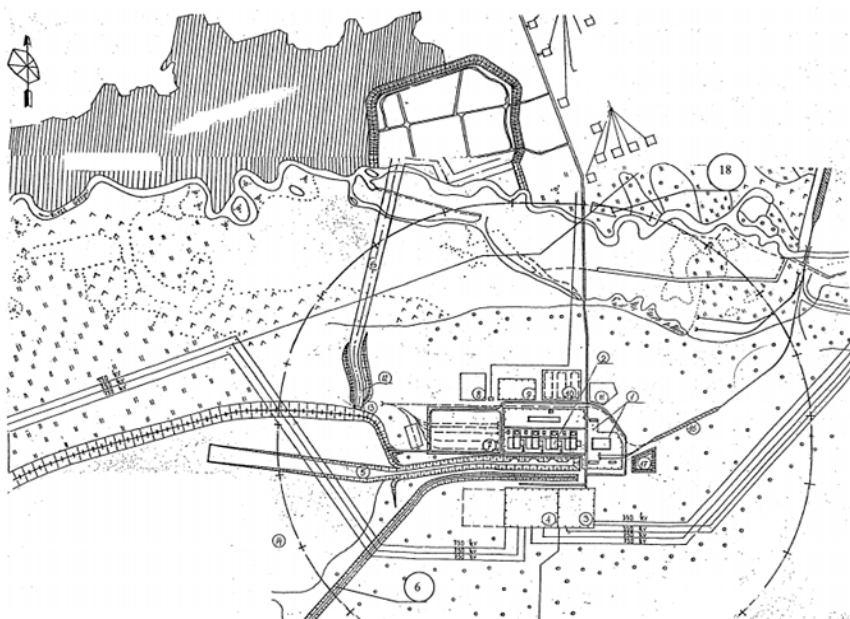
Навколо підприємств I категорії (до яких відносять також АЕС) встановлюють санітарно-захисну зону (СЗЗ) та зону спостережень. Необхідність встановлення цих зон визначається ступенем радіаційної небезпеки підприємства для населення. Під час виділення СЗЗ необхідно враховувати своєрідність метеорологічних і гідрологічних факторів у цій місцевості, а також перспективне збільшення потужності виробництва. У СЗЗ та зоні спостережень АЕС здійснюється радіаційний контроль силами служби радіаційної безпеки підприємства відповідно до відомчого інструктивно-технічного документа, узгодженого територіальними закладами державної санітарно-епідеміологічної служби МОЗ України. Можливість використання земель і водойм, розташованих у СЗЗ, з народногосподарською метою визначається тільки за узгодженням з адміністрацією підприємства і державною санітарно-епідеміологічною службою МОЗ України за умови обов'язкового радіологічного контролю продукції, що виробляється.

У СЗЗ забороняється проживання населення, встановлюються обмеження на виробничу діяльність, що не має відношення до радіаційно-ядерного об'єкта та проводиться радіаційний контроль [8]. Зона спостереження – територія, на якій можливий радіаційний вплив ядерної установки та об'єктів. Розміри та межі зазначених зон визначаються у проекті згідно з нормами, правилами та стандартами у сфері використання ядерної енергії, узгоджуються з органами державного регулювання ядерної і радіаційної безпеки та затверджуються місцевими виконавчими органами [9]. Як правило, розмір СЗЗ навколо АЕС становить 3 км та розмір зони спостережень – 30 км.

Навколо Хмельницької атомної електричної станції (ХАЕС) виділяють такі зони: санітарно-захисна зона радіусом 2,7 км та 30-кілометрова зона спостережень (див. рис.1) [14].

До 30-кілометрової зони ХАЕС входять території Хмельницької і Рівненської областей. Загальна площа зони спостережень становить 2826,0 км², з них 1766,25 км² – землі Хмельницької області та 1059,75 км² – Рівненської області. В Хмельницькій області це землі Ізяславського, Славутського, Білогірського та Шепетівського районів. У Рівненській області – землі Острозького, Гощанського та Здолбунівського районів. За статистичними даними 2004 року, в межах 30-кілометрової зони спостереження ХАЕС загальна площа сільськогосподарських угідь становила 140,8 тис. га.

До цієї зони входить 211 населених пунктів, в яких проживає 250,7 тис. осіб. Місто Нетішин з населенням 33 тисячі осіб, яке знаходиться за 4 км від Хмельницької АЕС, є найбільшим містом поблизу станції, де переважно мешкає персонал атомної електростанції.



Експлікація будівель та споруд

1. Промплощадка АЕС
2. Енергоблок №2
3. Відкритий розподільний пристрій 330кВ
4. Відкритий розподільний пристрій 750кВ
5. Підвідний канал
6. Відвідний канал
7. Будівельний двір
8. Біологічні ставки
9. Очисні споруди
10. Бризкові басейни
11. Пожежне депо
12. Водозабірні споруди
13. Насосна станція
14. Налівне водосховище
15. Підвідний канал до водозабірної споруди
16. Залізнична станція АЕС
17. Шламоагромаджувач
18. Насосна станція

Рис. 1. Ситуаційна схема місцезнаходження ХАЕС

Радіаційна небезпека санітарно-захисної зони та зони спостереження АЕС для прилеглих територій визначається насамперед міграційними процесами радіонуклідів у різних компонентах навколишнього середовища. У 30-кілометровій зоні Чорнобильської АЕС проведено безліч експериментальних вимірювань [1], які показали, що відбувається вертикальна міграція радіонуклідів у ґрунті за рахунок молекулярної дифузії і конвективних потоків води. Близько 95 % радіонуклідів зосереджено у верхніх 5 см ґрунту. Він є головним акумулятором довго живучих радіоізотопів і найбільшим потужним геохімічним бар'єром біосфери. Інтенсивність міграції радіонуклідів у біосфері та ґрунті залежить від взаємодії різних факторів, основними з яких є:

- хімічні властивості радіоактивних ізотопів;
- кліматичні умови;
- властивості ґрунту;
- рельєф;
- рослинний покрив;
- електромагнітне поле ліній електропередач.

З властивостей радіонуклідів впливає, що на їх поведінку в ґрунті найбільш впливає знак заряду іона, його маса та радіус, здатність до гідролізу, сорбції, хімічні властивості. Рухомість радіонуклідів залежить від таких самих факторів, що і рухомість стабільних ізотопів: мінералогічного, гранулометричного складу ґрунту, вмісту та якісного складу гумусу, кислотності.

Визначальне значення має ґрунтовий вбирний комплекс. При цьому всі види вбирної здатності (механічна, фізична, хімічна, обмінна, біологічна) ґрунту відіграють певну роль у поглинанні і фіксації радіонуклідів. Роль того чи іншого її виду залежить від типу радіоактивного елемента, його властивостей, форми хімічних сполук і розміру часток, у вигляді яких радіонукліди потрапляють у ґрунт.

На рухомість радіонуклідів впливають склад та властивості ґрунту, а також кліматичні умови певної території. Вплив на процеси фіксації радіонуклідів можна розмістити в порядку зменшення так: вода > вміст кальцію і магнію > вбирна здатність ґрунтів > вміст гумусу > кислотність. Важливо регулювати водний режим ґрунту. Його перезволоження підвищує рухомість радіонуклідів, часта зміна процесу зволоження і висушування сприяє їх затриманню та фіксації.

Оглення ґрунту як показник його зволоження є також важливим фактором рухливості ^{90}Sr і ^{137}Cs , який впливає на умови їх перерозподілу. Зміна вологості ґрунтів (ступеня оглення) свідчить про зміну кількості пор, заповнених водою, а отже, і про умови розчинення хімічних речовин і

можливості їх перерозподілу під час водної фізико-хімічної міграції. В урочищах ерозійної мережі інтенсивність виносу із збільшенням оглеєння ґрунтів зростатиме, показники ж накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs на акумулятивних поверхнях, які характеризуються значним оглеєнням, будуть мінімальними.

Гранулометричний склад ґрунту визначає його затримувальну здатність. Кількість забруднювальних речовин, які фіксуються ґрунтом, залежить, як відомо, від кількості в них дрібно-дисперсних частинок. Глинисті мінерали практично повністю зосереджені в фракції $<0,01$ мм, відомої як “фізична глина”. Встановлено тісну кореляцію між вмістом тонкої фракції і поглинальною здатністю ґрунтів. Ґрунти, які характеризуються дуже низьким вмістом глинистих часток, слабо поглинають ^{137}Cs , що дає йому можливість вільно мігрувати в ґрунті та бути біологічно доступним для рослин. Це стосується дерново-підзолистих, піщаних і торфових ґрунтів. Коефіцієнти переходу на цих ґрунтах можуть бути в декілька разів вищі, ніж на суглинках, що призводить до інтенсивного їх забруднення.

Ті фактори, що визначають рухомість радіонуклідів у ґрунті, визначають і рівень накопичення їх в рослинах. Причому, якщо фактор сприяє фіксації радіонуклідів ґрунтом, то інтенсивність накопичення їх в рослинах зменшується. Загалом, чим важчий гранулометричний склад ґрунту, більше набухаючих колоїдів, вищий ступінь насичення кальцієм і магнієм, тим менше надходить радіонуклідів у рослини.

Щодо впливу агрохімічних властивостей ґрунту, то встановлено: існує обернена кореляція між вмістом ^{90}Sr і концентрацією обмінного кальцію в ґрунті. Вміст кальцію в ґрунті є головним фактором, що визначає накопичення радіоактивного стронцію рослинами. Не менш важливе значення має рН ґрунтового розчину. Так, підвищення рН з 4,0 до 8,5 знижує накопичення радіоактивних ізотопів стронцію, цезію, рубідію в 2–4 рази, а церію-144 – у 10–106 разів. Це відбувається тому, що з підвищенням рН сполуки цих хімічних елементів гідролізуються і переходять у малодоступні рослинам форми.

Гумус також впливає на рівень накопичення радіонуклідів у рослинах. Органічні колоїди, що становлять основу гумусу, фіксують іони обміну. Гуматний тип гумусу, характерний для чорноземів, знижує надходження радіонуклідів до рослин. Високий вміст фульвокислот може сприяти формуванню рухомих комплексів з радіонуклідами, тому на кислих, і особливо на торф'яних ґрунтах коефіцієнти переходу радіонуклідів у 20–30 разів вищі, ніж на нейтральних.

Сучасний рослинний покрив є важливим біологічним і механічним фактором перерозподілу радіоактивних речовин. Особливості мінерального живлення, розвитку та будови різних видів рослин мають не менше значення в процесах накопичення радіоактивних ізотопів. Внаслідок їх потрапляння в рослини і фіксації в фітомасі багаторічних насаджень на тривалий час певною мірою зменшується кількість радіонуклідів (насамперед ^{137}Cs), які беруть участь в подальшому перерозподілі по території зони. За однакових умов різниця в накопиченні радіонуклідів різними видами рослин може становити десятки і сотні разів. Так, бобові культури накопичують більше кальцію, а відповідно – більше стронцію, ніж злакові. Радіоактивного цезію накопичується більше в тих частинах рослин, які містять більше калію.

Однією з причин, що впливають на рівень накопичення радіонуклідів, є глибина розміщення кореневих систем. Більше забруднюється продукція тих культур, в яких кореневі системи розміщені поверхнево і поглинають поживні елементи з верхніх забруднених горизонтів ґрунту. Особливості будови рослин також відіграють значну роль. Сильно забрудненою буває продукція з природних та культурних сінокосів і пасовищ. Після випадання радіоактивних часток на поверхню ґрунту від 65 до 90% їх утримується дерниною трав, а тому ці радіонукліди легко доступні для рослин і швидко поглинаються ними [16].

Форми рельєфу розглядаються як головний критерій формування поверхневого стоку і водного механічного переміщення радіоактивних речовин. Із всіх видів міграції водна механічна і водна фізико-хімічна визначають основні особливості перерозподілу радіонуклідів як з радіальними (вертикальними) потоками, так і з латеральними (горизонтальними). Саме тому найактивнішим винесення радіоактивних ізотопів водними потоками буде на дні ерозійної мережі. Транзит, тобто перенесення з частковою акумуляцією радіонуклідів, переважно в результаті площинного

змиву, характерний для схилів, а також сильно розмежованих рівнин. Акумулюються речовини зазвичай на основних вирівняних поверхнях міжрічкових і давньоалювіальних рівнин, а також у замкнутих западинах [5].

Електромагнітне поле ліній електропередач (ЛЕП) стимулює міграцію радіонуклідів углиб ґрунту. Значною його активність залишається лише у приповерхневому шарі ґрунту. Вплив змінного електричного поля проявляється через десорбцію. Встановлено, що в процесах міграції беруть участь три групи радіонуклідів з різною енергією зв'язку. Переміщення цих груп приводять до підвищеної в ґрунті їх активності на різній глибині: в приповерхневому шарі, на глибині 20 см і на глибині 40 см [6].

Територія 30-кілометрової зони спостереження, зокрема і ХАЕС, достатньою мірою насичена високовольтними лініями електропередач високої напруги, переважно повітряні лінії 750 кВ. Під керівництвом НЕК "Укренерго" було проведено роботи з вимірювання електромагнітного поля ЛЕП 750 кВ, яке показало, що на відстані 40 м від опори напруженість поля становить менше ніж 5 кВ/м [18]. Цей фактор має враховуватися під час впорядкування території впливу АЕС, що дасть змогу отримувати екологічно чисту продукцію.

Територія 30-кілометрової зони Хмельницької АЕС відрізняється від інших районів впливу атомних станцій в Україні особливо складними природними умовами, що обумовило неоднорідність і різноманітність ґрунтового покриву, ландшафтною і ландшафтно-геохімічною структури загалом. З 1200 ґрунтових різновидностей України, наведених у "Польовому визначнику ґрунтів", майже половина (близько 500 відмін) зустрічається в зоні впливу Хмельницької АЕС. В її межах поширені такі типи ґрунтів: дерново-підзолисті, дернові, лучні, лучно-болотні, болотні, торфово-болотні, торфовища; світло-сірі, сірі та темно-сірі лісові; ґрунти чорноземного типу; автоморфні, гігморфні та напівгігморфні ґрунти. У 10-кілометровій зоні найбільші площі займають дернові опідзолені супіщані ґрунти (40,05 км²), алювіальні торфовища низинні середньо-глибокі осушені (39,35 км²), дерново-слабопідзолисті глеюваті супіщані ґрунти (35,87 км²) та дерново-слабопідзолисті піщані ґрунти (13,69 км²). Найбільші площі в межах 30-кілометрової зони займають сірі лісові – 593,76 км² і дерново-підзолисті ґрунти – 567,15 км² [17]. Надлишкове зволоження (за рахунок великої кількості атмосферних опадів і близького залягання рівня ґрунтових вод) обумовлює як оглеєння, так і змитість ґрунтів, які у результаті визначають інтенсивність перерозподілу забруднювальних речовин.

Ґрунтовий покрив 30-кілометрової зони спостережень ХАЕС характеризується великою різноманітністю, зокрема і за гранулометричним складом: від пісків до важкосуглинистих ґрунтів. Інтенсивність винесення радіонуклідів зростає від суглинистих ґрунтів до піщаних, а інтенсивність акумуляції відповідно зменшується.

Дерново-підзолисті та болотні ґрунти за своїми фізико-хімічними та водно-фізичними властивостями мають здатність найбільше затримувати у ґрунті радіонукліди та передавати їх у рослинність. У сірих, світло-сірих, темно-сірих та чорноземах лісових ґрунтах вертикальна міграція радіонуклідів відбувається повільно, а коефіцієнт переходу в рослинність низький. Цей фактор слід обов'язково враховувати, організуючи територію 30-кілометрової зони спостереження АЕС з метою уникнення негативних наслідків радіоактивного забруднення.

Впорядковуючи територію зони впливу АЕС, слід звернути увагу на: спеціалізацію наявних сільськогосподарських підприємств; підбір видового складу культур, які планується вирощувати; проведення організаційних, агротехнічних, агрохімічних, лісомеліоративних заходів. Потрібно суворо дотримуватись системи як загальнозовживаних, так і спеціальних заходів, скерованих на оптимальне впорядкування території і використання земельних угідь, збереження і підвищення їхньої родючості. Це дасть змогу вирощувати сільськогосподарську продукцію, яка відповідатиме Державним гігієнічним нормам і забезпечить мінімальне опромінення населення.

Висновки. Обґрунтовано саме поняття санітарно-захисної зони та зони спостереження АЕС, досліджено основні фактори впливу на міграцію радіонуклідів у ґрунті, які мають важливе значення для впорядкування території довкілля атомних електростанцій.

1. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Особенности вертикальной миграции радионуклидов топливных и конденсационных выпадений в почвах. Радиоизотопы в экологических исследованиях / Г.Н. Бондаренко, Л.В. Кононенко. – К.: Наукова думка, 1992. – С. 17–28. 2. Прістер Б.С. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр.: Метод. рекомендації / Укл.: Б.С. Прістер та ін. – К.: Ярмарок, 1998. – 104 с. 3. Георгиевский В.Г. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях / В.Г. Георгиевский. – К.: Наукова думка, 1994. – 234 с. 4. Гродзинський Д.М. Радіобіологія: Підручник / Д.М. Гродзинський. – К.: Либідь, 2000. – 448 с. 5. Давидчук В.С., Грицюк Н.Р. Оцінка передумов реабілітації радіоактивно забруднених земель на ландшафтній основі // Бюл. Екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення / В.С. Давидчук, Н.Р. Грицюк. – 2001. – №18. – С.40–46. 6. Дець Т.І., Бялик І.М. Міграційні процеси радіонуклідів в ґрунтах під впливом електромагнітного поля та їх вплив на організацію забруднених територій / Т.І. Дець, І.М. Бялик // Вісник НУВГП. Збірник наукових праць. – Вип. 4(40). – Рівне, 2007. 7. Енергетична стратегія України на період до 2010 року. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 15.03.2006 р. №1 45-р. 8. Закон України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку” № 40/95-ВР від 08.02.1995. 9. Закон України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” № 795-12 від 28.02.1991. 10. Звіт про діяльність Національної академії наук України у 1998 році. Ч. 2. – К.: “Наукова думка”, 1999. – С. 15–23. 11. Царенко М.К. Короткий звіт про діяльність Української академії аграрних наук за 2001 рік / Упор.: М.К. Царенко та ін. – К.: Аграрна наука, 2002. – С. 23, 24. 12. Кутлахмедов Ю.О., Давидчук В.А. Перспективи реабілітації забруднених радіонуклідами територій України / Ю.О. Кутлахмедов, В.А. Давидчук // 15 років Чорнобильської катастрофи. Радіаційна безпека в Україні. Бюл. НКРЗУ. – 2001. – № 1–4. – С. 127–136. 13. Маргулис У.Я. Атомная энергетика и радиационная безопасность / У.Я. Маргулис. – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 220 с. 14. Постановление Минэнерго СССР №150 ПС от 28.11.1979. 15. Пояснювальна записка до проекту Закону України “Про загальнодержавну програму ведення сільськогосподарського виробництва у регіонах, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи на період 2005–2015 років.” 16. Тимчасові методичні вказівки по організації території сільськогосподарських землевласників та землекористувачів, які зазнали радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС. Київ, 1992. 17. <http://www.cemu.kiev.ua/ua/projects/> – сайт Центру екологічного моніторингу України. 18. <http://www.energoatom.kiev.ua/ua/financial/res2010.htm> - сайт НЕК “Укренерго”.