

## РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Радіоекологічна характеристика річкових систем регіону. Результа-

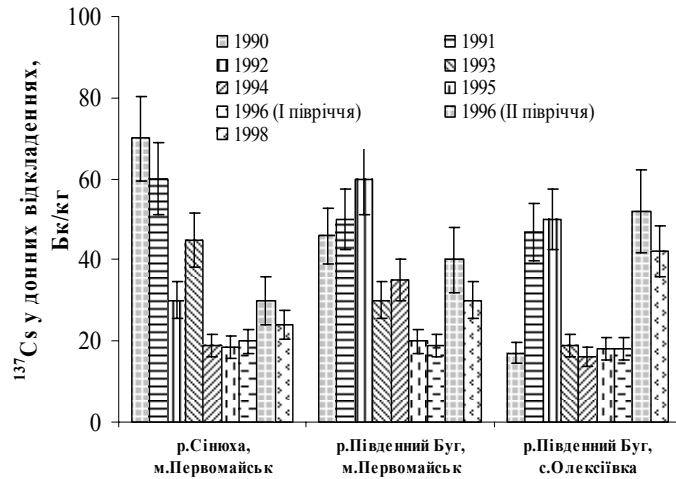


Рис. 2. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладеннях на різних ділянках Південно-Бузького басейну вище розташування ПУ АЕС

Радіоекологічна характеристика Дніпровської річкової системи. Радіаційна ситуація в найбільшій з обстежених водних екосистем – Дніпровській річковій екосистемі – протягом 1986-2004 рр. постійно змінювалася. До 1986 р. у воді р. Дніпро активність  $^{90}\text{Sr}$  знаходилась у межах 4 - 20 мБк/л,  $^{137}\text{Cs}$  – 4 - 15 мБк/л. Після Чорнобильської аварії концентрація  $^{90}\text{Sr}$  у воді зросла більше ніж у 10 разів і

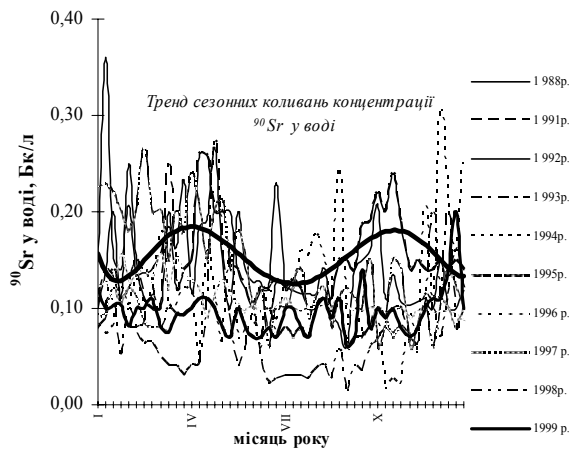


Рис. 3. Сезонні коливання  $^{90}\text{Sr}$  у воді пониззя р. Дніпро

протягом 1987-90 рр. варіювала від 40 до 370 мБк/л. Окремі підвищення сягали до 400 - 740 мБк/л. У 1990-1992 рр. вміст  $^{90}\text{Sr}$  у Дніпрі знизився до 0,06-0,10 Бк/л, а у пониззі (с. Нікольське) не перевищував 70-90 мБк/л. Ці рівні збереглися до 2004 р. Протягом 1988-1990 рр. спостерігалася стійка тенденція до зниження з часом вмісту  $^{137}\text{Cs}$  в усіх водоймищах Дніпровського каскаду. В 1990 р. вміст  $^{137}\text{Cs}$  у Каховському водосховищі зменшився до 40-80 мБк/л і в подальшому продовжував утримуватися на цьому рівні. Вміст  $^3\text{H}$  у воді Каховського водосховища і пониззя р. Дніпро протягом часу спостережень залишався на рівні 8-10 Бк/л. Крім  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , в дніпровській воді сьогодні ще реєструються “аварійні” трансуранові елементи ( $^{239}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ ), основним депо яких є донні відкладення, завдяки чому ці радіонукліди переносяться до пониззя Дніпра та потрапляють у зрошувальні системи, які живляться водою Дніпра.

*Радіоекологічна характеристика Південно-Бузької річкової системи.* Радіаційний стан Південно-Бузької річкової системи визначався, по-перше, радіаційною обстановкою верхів'я річки, і по-друге, радіонуклідним складом рідких скидів ПУ АЕС. У перші п'ять років після пуску АЕС вміст радіонуклідів у Південному Бузі зберігався на допусковому рівні. У 1988 р. радіаційна ситуація погіршилася: наслідки аварії на ЧАЕС призвели до підвищення концентрації  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді до 100-200 мБк/л. З 1992 р. концентрація  $^{137}\text{Cs}$  в річці

знизилася до 10-40 мБк/л, а  $^{90}\text{Sr}$  – до 20 мБк/л. У 1993-1995 рр., після початку “продувки” ставка-охолоджувача ПУ АЕС, радіаційна ситуація у воді Південного Бугу змінилася: в районі випуску “продувних” вод і поблизу с. Бузьке (нижче АЕС) концентрація  $^{90}\text{Sr}$  в річковій воді піднялася до 30-50 мБк/л, а концентрація  $^{137}\text{Cs}$  в річковій воді в ці роки утримувалася на рівні 10-15 мБк/л (рис. 4), але під час паводків спостерігалася підвищення цього рівня у 2-3 рази.

Підвищення концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у річковій воді позначилося на акумулюванні його донними відкладеннями. В Південному Бузі, в місці надходжен-



**Рис. 4.** Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у воді р. Південний Буг та ставка-охолоджувача 1999-2004 рр.

ня “продувних” вод ставка-охолоджувача ПУ АЕС, починаючи з 1994 р. відбувається зростання (у 2 рази) активності  $^{137}\text{Cs}$  в мулах. Одночасно в цьому місці також зростає активність  $^3\text{H}$  в річковій воді у 8-10 разів. Отже, у другій половині 90-х років позначився другий шлях надходження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^3\text{H}$  до р. Південний Буг, а саме – з “продувними” водами ставка-охолоджувача ПУ АЕС.

**Радіаційний стан водних систем районів розташування АЕС.** Район розташування Запорізької АЕС. Внаслідок того, що ставок-охолоджувач Запорізької АЕС, як частина Каховського водосховища, має постійний зв'язок з ним, радіаційні умови в останньому постійно впливають на радіаційний стан прилеглої водної системи. На сьогодні концентрація “аварійно-чорнобильського”  $^{90}\text{Sr}$  у воді Каховського водосховища визначає вміст цього радіонукліда у воді і в компонентах ставка-охолоджувача. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів компонентами ставка-охолоджувача Запорізької АЕС в середньому становили: для  $^{90}\text{Sr}$  –  $89 \pm 23$  та  $^{137}\text{Cs}$  –  $356 \pm 45$  (донні відкладення), а також для  $^{90}\text{Sr}$  –  $96 \pm 38$  та  $^{137}\text{Cs}$  –  $840 \pm 240$  (водяні рослини (*Cladophora fracta*)).

*Район розташування ПУ АЕС.* Формування радіаційного стану ставка-охолоджувача АЕС відбувається: через надходження радіонуклідів при підживленні водою з Південного Бугу; за рахунок радіонуклідів, присутніх у воді промислово-дощової каналізації та в рідких скидах з очисних споруд господарсько-фекальної каналізації (ГФК) АЕС; а також у воді, що повертається після охолодження конденсаторів турбін, та в дощовій і талій воді, яка надходить з прилеглої території.

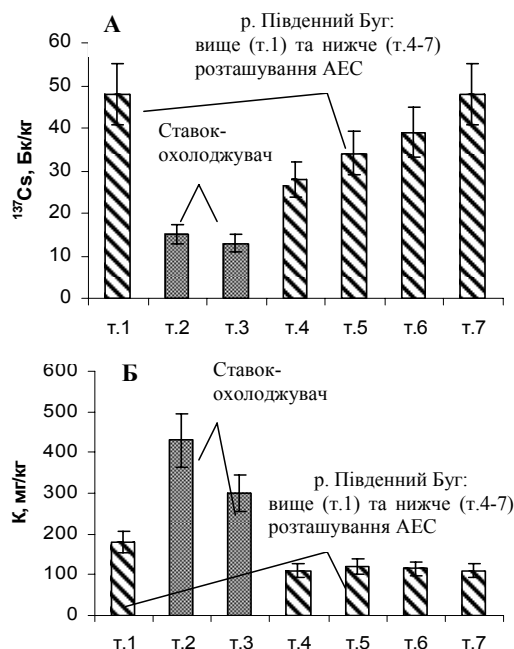
Ставок-охолоджувач ПУ АЕС характеризується високою мінералізацією води (до 2000 мгекв/л). Ймовірно, така ситуація в ставку-охолоджувачеві впливає на радіаційну ситуацію як в ньому самому, так і у всій водній системі, що з ним пов'язана. Визначено, що до 1997 р. особливої різниці між вмістом  $^{137}\text{Cs}$  у мулах на глибині 15-20 м та у прибережній частині (0,3-0,5 м) відмічено не було, однак, за дослідженнями 1998-1999 рр., вміст  $^{137}\text{Cs}$  на глибині водоймища був у 3-4 рази вищим. Однією з причин цього явища було підвищення в цей період мінералізації води у ставку, що призвело до зростання вмісту у воді калію (рис. 5), який, як хімічний аналог цезію, почав виштовхувати останній з нестійких сорбційних сполук у донних відкладеннях. Тобто висока солоність води ставка-охолоджувача не сприяла тривалому затриманню  $^{137}\text{Cs}$  в ньому і призводила до виносу останнього до Південного Бугу під час “продувки”.

За результатами експериментальних досліджень, які проводили для визначення вертикального розподілу  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  в донному ґрунті ставка-охолоджувача ПУ АЕС, встановлено, що в середньому 42%  $^{54}\text{Mn}$ , 23%  $^{90}\text{Sr}$  і лише 1%  $^{106}\text{Ru}$  затримується у верхньому (5 см) шарі. Коефіцієнт накопичення  $^{54}\text{Mn}$  верхнім шаром мулів у прибережній частині ставка-

охолоджувача становив  $17 \pm 2$ , а  $^{106}\text{Ru}$  –  $0,35 \pm 0,09$ . Останній зі збільшенням глибини (10-15 см) підвищувався до  $0,8 \pm 0,1$ , що вказує на ліпшу міграційну здібність  $^{106}\text{Ru}$ .

За результатами проведених досліджень розрахована радіаційна ємність ставка-охолоджувача АЕС. Знайдені значення  $R_{\text{вод}}$  і  $R_{\text{дон}}$  для різних “станційних” радіонуклідів, як при постійній “продувці”, так і за її відсутності, можна використовувати при визначенні небезпечної кількості “станційних” радіонуклідів у воді та донних відкладеннях ставка-охолоджувача АЕС при оперативній радіоекологічній оцінці та прогнозі.

Основний внесок у сумарну радіоактивність ставків-відстійників ГФК АЕС надавали  $^{137}\text{Cs}$  і  $^3\text{H}$ . Вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді протягом 20 років тримався в межах 20-80 мБк/л. Неоднакові об’єми каналізаційних (11 млн. м<sup>3</sup>/рік) та річкових (6 млн. м<sup>3</sup>/рік) вод призвели до того, що перші відігравали визначальну роль у формуванні радіаційної обстановки в річках Арбузинка і Мертвовод та в їхніх руслових водосховищах. Активність  $^3\text{H}$  у воді р. Арбузинки, в місці надходження каналізаційних вод, до 1993 р. трималася на рівні 600-1100 Бк/л. Після припинення скиду каналізаційних вод, лише за рахунок фільтрації зі ставка, концентрація  $^3\text{H}$  у цьому місці іноді доходить до 200 Бк/л. Обчислення показали, що за 10 років з каналізаційними водами АЕС (близько 10 млн. м<sup>3</sup>) до р. Арбузинки надійшло приблизно 8,5 ГБк  $^{137}\text{Cs}$  і 34,6 ТБк  $^3\text{H}$ . Зміни гідродинамічних і



**Рис. 5.**  $^{137}\text{Cs}$  (А) та  $\text{K}$  (Б) у донних відкладеннях р. Південний Буг і ставка-охолоджувача ПУ АЕС

- t. 1 – р. Південний. Буг, с. Олексіївка
- t. 2 – ставка-охолоджувач (водна станція)
- t. 3 – ставка-охолоджувач (гребля)
- t. 4 – р. Південний. Буг, місце випуску “продувних” вод зі ставка-охолоджувача (5-7 м від берегу)
- t. 5 – те саме (середина річки)
- t. 6 – р. Південний. Буг, 500 м нижче т. 4
- t. 7 – р. Південний. Буг, 7 км нижче т. 4 (с. Бузьке)

хіміко-фізичних умов у системі “ставка-відстійники – рр. Арбузинка, Мертвовод” впливали на процеси сорбції-десорбції радіонуклідів мулами ставків-відстійників та річок Арбузинки, Мертвовод, до яких потрапляли “станційні” радіонукліди, або за рахунок прямого скиду в річку каналізаційних вод АЕС (до 1993 р.), або за рахунок фільтрації та дренажу (у теперішній час). Встановлено, що майже 87% від загальної кількості радіоцезію, яку скинуто до р. Арбузинки

за 11-річний період діяльності ПУ АЕС, осіло в річкових мулах (рис. 6). Внаслідок переважання процесів сорбції  $^{137}\text{Cs}$  донними відкладеннями над процесами десорбції (рис. 7), забруднення цим радіонуклідом ґрунту річки відбувалося значно швидше, ніж зворотний процес – природне самоочищення за рахунок вимивання.

Визначено, що вимитий з мулів  $^{137}\text{Cs}$  переноситься донизу за течією річки на значну відстань від забрудненої ділянки, насамперед у руслові водосховища (Трикратське і Таборівське), водами яких живиться Білоусівська зрошувальна система. Підраховано, що під час інтенсивних опадів вміст  $^{137}\text{Cs}$  у воді водосховищ може підвищуватися у 40-150 разів.

Інша характерна риса цієї водної системи полягає у потраплянні  $^3\text{H}$  у

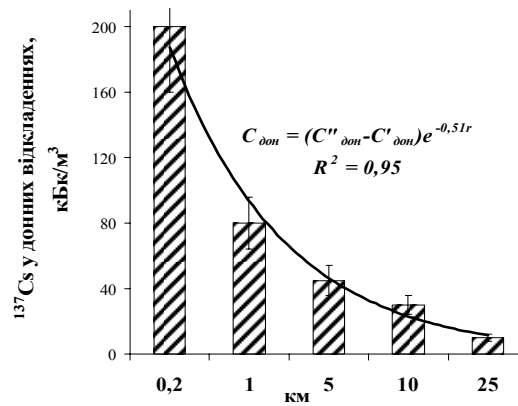


Рис. 6. Динаміка рівня  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладеннях р. Арбузинки при віддаленості від місця скиду

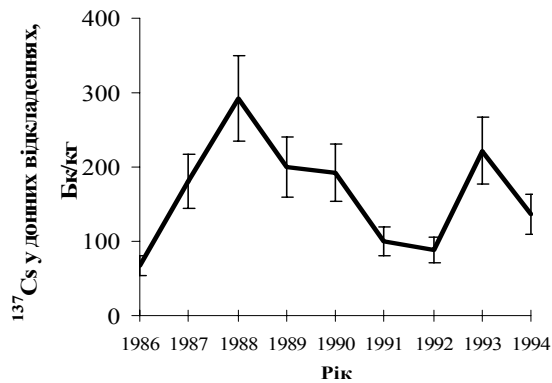
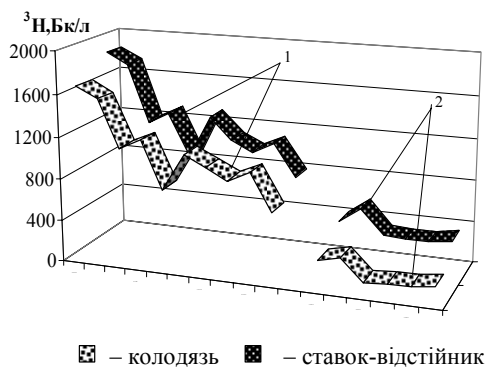


Рис. 7. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у донних відкладеннях р. Арбузинки в місці надходження вод зі ставків-відстійників ГФК ПУ АЕС

підземні водоносні горизонти (за рахунок фільтрації), в яких, як визначено, рівень вмісту  $^3\text{H}$  може складати до 70% від його рівня у ставках-відстійниках (рис. 8).

*Район будівництва Кримської АЕС.* Радіаційна ситуація в водній системі району будівництва Кримської АЕС у 1986-1987 рр. зумовлювалася, в основному, присутністю в ній  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^3\text{H}$ . Район будівництва АЕС не зазнав суттєвого впливу аварійного викиду Чорнобильської АЕС. Лише у 1987 р. реєструвались підвищення вмісту  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у воді та компонентах за рахунок надходження у водоймища забрудненої “аварійно-чорнобильським” викидом дніпровської води, яка потрапляє через Північно-Кримський канал. Останній використовується як джерело питного та зрошувального водного забезпечення, і поява ньому в останнім часом “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ) на рівнях, вищих за “фонові” значення, потребує проведення більш ретельного радіаційного контролю водойм району.

**Радіоекологічна характеристика водних систем зрошуваних масивів.** Довгострокові радіоекологічні дослідження в обстежених зрошувальних системах показали, що вміст радіонуклідів у зрошувальній воді визначається, в основному, рівнем активності цих радіонуклідів у річковій воді, якою наповнюються водоймища і канали зрошувальних систем. У той же час за рахунок накопичення радіонуклідів водяними рослинами і мулами (при значній їх кількості) цих водоймищ і зрошувальних каналів можливе як зниження концентрації радіонуклідів у воді (рис. 9), так і, навпаки, підвищення їх концентрації у воді через десорбцію радіонуклідів з компонентів водоймищ у випадку зміни фізико-хімічного балансу водного середовища. Нестабільність вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у р. Південний Буг, яка пов'язана з процесами переносу “аварійно-чорнобильського”  $^{137}\text{Cs}$  із забруднених водозбірних територій та з коливаннями вмісту “станційного”  $^{137}\text{Cs}$  в “продувних” водах, призводить до коливань вмісту цього радіонукліда у воді Південно-Бузької та Білоусівської зрошувальних систем (рис. 10, 11).



**Рис. 8.** Динаміка активності  $^3\text{H}$  в питному колодязі (с. Новоселівка) та у ставку-відстійнику ГФК АЕС до (1) та після (2) припинення надходження каналізаційних вод ПУ АЕС до р. Арбузинки

Періодичні підвищення активності  $^{137}\text{Cs}$  (у 2-3 рази) відбувалися також у воді Інгулецької зрошувальної системи, але причина цього полягала у надходженні забруднених і мінералізованих вод з Криворізького гірничопромислового басейну у р. Інгулець. Зміни концентрації  $^{90}\text{Sr}$  в дніпровській воді та інші фактори безпосередньо впливали на вміст цього радіонукліда у воді Інгулецької зрошувальної системи і, як результат цього, наприкінці 90-х років вміст  $^{90}\text{Sr}$  у воді цієї зрошувальної системи, порівняно з Південно-Бузькою і Білоусівською, збільшився у 3-4 рази, а порівняно з Каховською і Краснознаменською – у 10 разів. Поява в останні роки у водоймищах регіону (Каховське водосховище, Дніпровський лиман) трансуранових радіонуклідів ( $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) призвела до того, що по всьому північно-кримському каналу відбулося забруднення  $^{239}\text{Pu}$  донних відкладень і більш поширених у ньому видів прісноводних рослин (*Cladophora fracta* і *Potamogeton perfoliatus*), що, в свою чергу, може бути причиною вторинного забруднення цим радіонуклідом зрошувальної води. Таким чином, для кожної зрошувальної системи наявні характерні риси формування радіаційної ситуації та динаміки змін складу і рівня активності радіонуклідів у зрошувальній воді.

Встановлені за результатами експерименту на території Інгулецького зрошуваного масиву коефіцієнти переходу “станційних” радіонуклідів у сільсько-

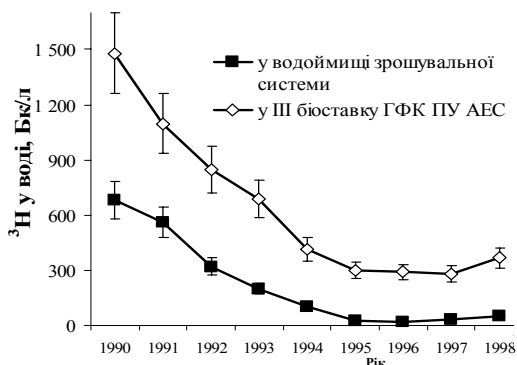


Рис. 9. Динаміка вмісту  $^3\text{H}$  у Трикратському водоймищі порівняно з біоставком ГФК ПУ АЕС

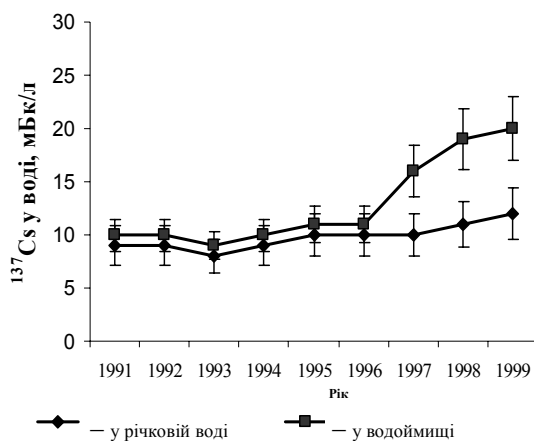


Рис. 10. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у зрошувальній воді порівняно з р.Південний Буг

господарські культури зі зрошувальної води залишаються актуальними і корисними у галузі радіаційної безпеки населення, а розраховані контрольні концентрації радіонуклідів у зрошувальній воді використані в офіційних документах, що обмежують надходження “станційних” радіонуклідів населенню з продукцією зрошуваного землеробства [Григор’єва та ін., 2006].

#### Особливості міграції радіонуклідів у природно-техногенних водоймищах південного регіону.

Результати визначення інтенсивності накопичення радіонуклідів компонентами всіх обстежених водних об’єктів показали, що навіть з урахуванням розсіювання (10-15%) коефіцієнти накопичення радіонуклідів донними відкладеннями, водними рослинами та рибою мали деяку різницю між обстеженими водними об’єктами. Коефіцієнт накопичення  $^{90}\text{Sr}$  донними відкладеннями для різних водойм знаходиться в інтервалі  $60 \pm 160$ ,  $^{137}\text{Cs}$  –  $300 \pm 900$ , а  $^3\text{H}$  –  $0,4 \pm 1,2$  (рис. 12). Значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів водними рослинами знаходяться в інтервалі:  $^{90}\text{Sr}$  –  $80 \pm 150$ ;  $^{137}\text{Cs}$  –  $200 \pm 850$ ;  $^3\text{H}$  –  $0,5 \pm 1,2$  (рис. 13); а коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рибою – для  $^{90}\text{Sr}$  –  $4 \pm 10$ ,  $^{137}\text{Cs}$  –  $150 \pm 230$  та  $^3\text{H}$  –  $0,6 \pm 1,0$ .

Найбільші коефіцієнти накопичення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  донними відкладеннями і водними рослинами Південного Бугу були на початку “продувки” ставка-охолоджувача АЕС: для донних відкладень –  $170 \pm 38$  і  $1237 \pm 64$ , для водних рослин (*Cladophora fracta*, *Potamogeton perfoliatus*) –  $115 \pm 35$  і  $427 \pm 76$  відповідно для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ .

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів рибою (м’язи) Південного Бугу протягом 1986-2003 рр. утримувались на одному рівні: для  $^{90}\text{Sr}$  – 4-8 та  $^{137}\text{Cs}$  – 180-400. Найбільшим цей показник був у плотви (*Rutilus rutilus* L.): для  $^{90}\text{Sr}$  –  $8 \pm 2$  та  $^{137}\text{Cs}$  –  $430 \pm 74$ ; меншим – у судака (*Stizostedion luzio-perca* L.): для  $^{90}\text{Sr}$  –  $4 \pm 1$  та  $^{137}\text{Cs}$  –  $210 \pm 38$ . Коефіцієнти накопичення радіонуклідів карасем (*Carassius carassius* L.) ставка-охолоджувача АЕС становили для  $^{90}\text{Sr}$   $9 \pm 3$ ,  $^{137}\text{Cs}$  –  $237 \pm 51$  та  $^3\text{H}$  –  $0,7 \pm 0,4$ . Причому якщо коефіцієнт накопичення  $^3\text{H}$  під час спостережень знаходився на одному рівні, то коефіцієнти накопичення

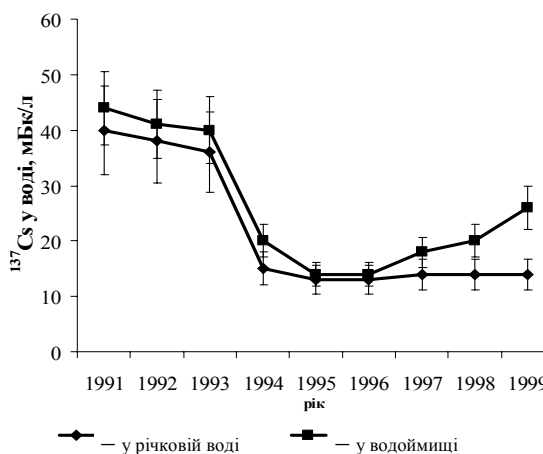


Рис. 11. Динаміка вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у зрошувальній воді порівняно з р. Арбузинкою



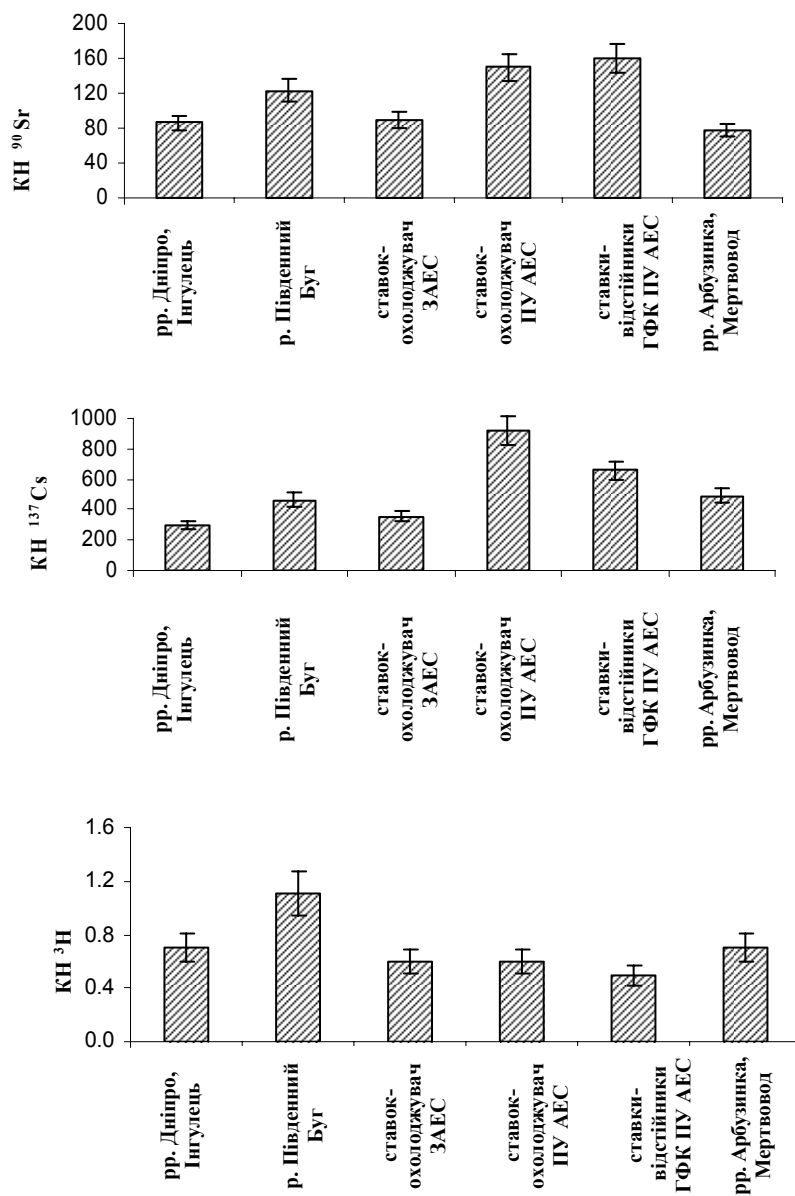


Рис. 12. Коефіцієнти накопичення  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^3\text{H}$  донними відкладеннями різних водних об'єктів

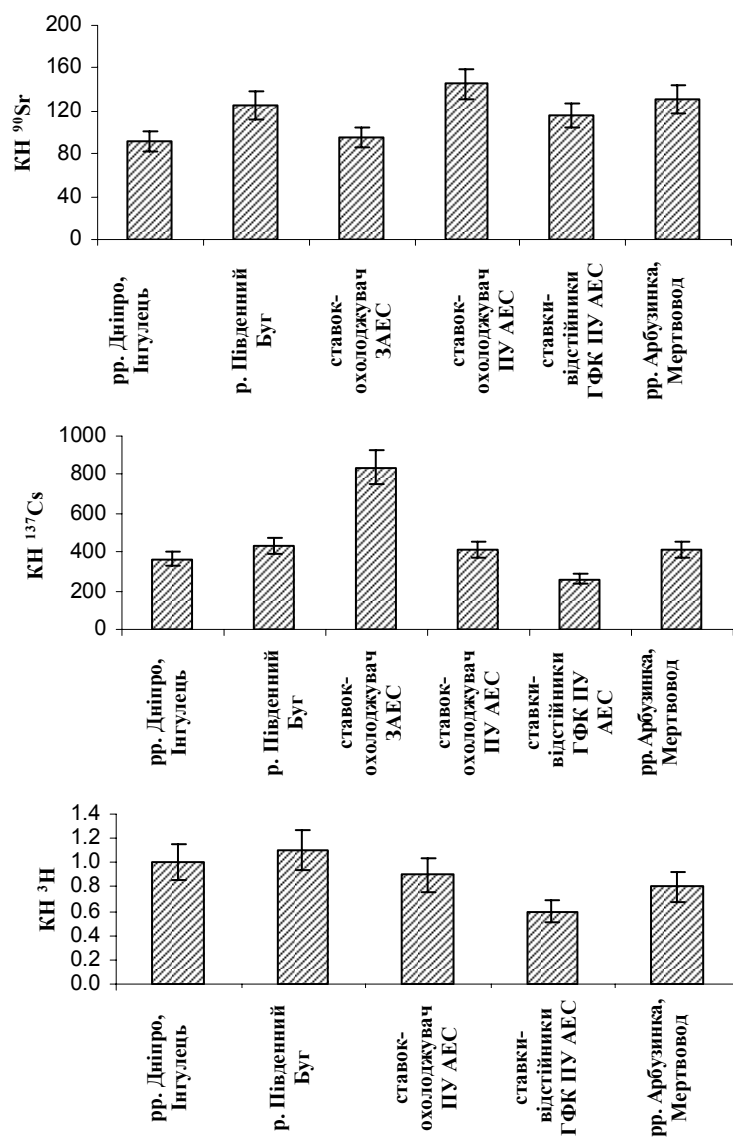


Рис. 13. Коефіцієнти накопичення (КН)  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^3\text{H}$  прісноводними рослинами (*Cladophora fracta*, *Potamogeton perfoliatus*) різних водних об'єктів

$^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  коливалися в межах 6–10 і 15–358 відповідно. Такі розбіжності у розмірах накопичення радіонуклідів обстеженими видами риб пояснюються, по-перше, неоднаковим рівнем присутності радіонуклідів у харчовій базі риби, по-друге, особливостями міграції різних видів риби в акваторіях водоймищ, котрі, залежно від природних умов, мають свої особливості.

Дослідження розподілу радіонуклідів між органами і тканинами риби, які були проведені в рр.

Дніпро, Південний Буг у травні-червні 1986 р., а також в останні роки, свідчать про різницю між процесами накопичення “аварійно-чорнобильських” радіонуклідів органами і тканинами риби у різні строки з моменту потрапляння цих радіонуклідів у водойму. Вміст  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  у м’язах усіх обстежених видів риби як з дніпровського басейну: чехоня (*Pelecus cultratus* L.), клепець (*Abramis sapa* Pall.), плотва (*Rutilus rutilus* L.), густера (*Blicca bjoerkna* L.), лящ (*Abramis brama* L.), окунь (*Perca fluviatilis* L.), судак (*Stizostedion luzioperca* L.), так і з південно-бузького басейну: лящ, судак, плотва, короп (*Cyprinus carpio* L.), карась (*Carassius carassius* L.), щука (*Esox lucius* L.) в 1986 р. суттєво відрізнявся від аналогічних показників, отриманих у 1993–2003 рр. У перші місяці після аварії на ЧАЕС розподіл  $^{90}\text{Sr}$  у дніпровській рибі: плотва (*Rutilus rutilus* L.), густирка (*Blicca bjoerkna* L.), лящ (*Abramis brama* L.), чехоня (*Pelecus cultratus* L.) між м’язами, нутрощами, кістками й лускою становив відповідно 2, 46, 24 і 28%, а у 2003 р. – 1, 39, 31, 28% відповідно, що вказує на те, що для встановлення фізико-хімічної рівноваги  $^{90}\text{Sr}$  у водній системі потрібен час. Радіоізотопи Cs у перші дні після аварії були знайдені в дніпровській рибі переважно в м’язах (50%) та нутрощах (50%), а за даними 2003 р., розподіл між м’язами, нутрощами, кістками, лускою риби мав вигляд: 24, 53, 14 та 9% відповідно.

Співвідношення між активностями  $^{90}\text{Sr}$  в органах і тканинах риб (м’язи, нутрощі, кістки, луска) для різних видів риб зі ставка-охолоджувача АЕС, за даними досліджень у 1987–1997 рр., мали інший вигляд: карась (*Carassius carassius* L.) 1, 3, 16, 80%; короп (*Cyprinus carpio* L.): 1, 3, 27, 69%; головань (*Leuciscus cephalus* L.): 1, 2, 37, 60%; судак (*Stizostedion luzioperca* L.): 1, 4, 16, 79% відповідно.

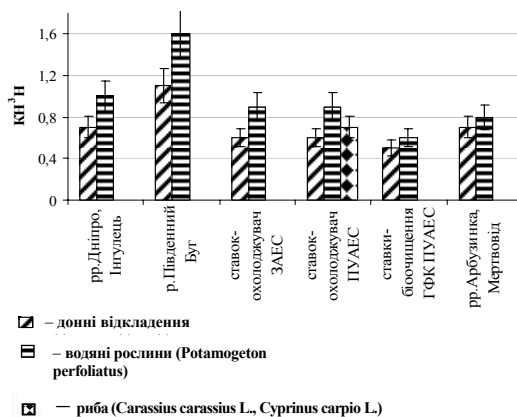


Рис. 14. Концентрація  $^3\text{H}$  компонентами різних водних об'єктів

Встановлені регресійні рівняння зв'язку між вмістом радіонуклідів в рибі (м'язи) і в компонентах водної системи (табл. 1), а також у водяних рослинах (*Potamogeton perfoliatus*) і в компонентах водоймищ (табл. 2), апробовані в різні часи досліджень і знайшли своє підтвердження на практиці.

Результати досліджень дозволили визначити специфічність концентрування  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^3\text{H}$  донними відкладеннями, водяними рослинами і рибою для різних водних об'єктів. Більш інтенсивно майже всі компоненти концентрували  $^{137}\text{Cs}$  (300-900), в меншій мірі –  $^{90}\text{Sr}$  (80-150), і найменше –  $^3\text{H}$  (0,8-1,2). У загальному концентруванні  $^3\text{H}$  з води компонентами ставка-

**Таблиця 1**  
**Регресійні рівняння зв'язку між вмістом радіонуклідів у м'язах риби: лящ (*Abramis brama L.*), плотва (*Rutilus rutilus L.*) та компонентах водойм**

	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Між рибою і водою	$C_{\text{риб}} = 20,8C_{\text{вод}} + 1,5$ ( $r = 0,5$ )	$C_{\text{риб}} = 70C_{\text{вод}} + 2,5$ ( $r = 0,67$ )
Між рибою і донними відкладеннями	$C_{\text{риб}} = 0,034C_{\text{дон}} + 2,1$ ( $r = 0,6$ )	$C_{\text{риб}} = 0,117C_{\text{дон}} + 2,4$ ( $r = 0,65$ )
Між рибою і водними рослинами ( <i>Potamogeton perfoliatus</i> )	$C_{\text{риб}} = 0,019C_{\text{росл}} + 3,4$ ( $r = 0,7$ )	$C_{\text{риб}} = 0,058C_{\text{водор}} + 7,4$ ( $r = 0,65$ )

де  $C_{\text{риб}}$  – питома активність радіонукліда в м'язах риби (Бк/кг),  $C_{\text{вод}}$  – об'ємна активність радіонукліда у воді (Бк/л),  $C_{\text{дон}}$  – питома активність радіонукліда у донних відкладеннях (Бк/кг),  $C_{\text{росл}}$  – питома активність радіонукліда у водяних рослинах (Бк/кг);  $r$  – коефіцієнт кореляції лінійної залежності.

**Таблиця 2**  
**Регресійні рівняння зв'язку між вмістом радіонуклідів у водяних рослинах (*Potamogeton perfoliatus*) та компонентах водойм**

	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Між водними рослинами і водою	$C_{\text{росл}} = 0,003C_{\text{вод}} - 0,03$ ( $r = 0,75$ )	$C_{\text{росл}} = 0,002C_{\text{вод}} - 0,01$ ( $r = 0,74$ )
Між водними рослинами і донними відкладеннями	$C_{\text{росл}} = 0,56C_{\text{дон}} + 43,8$ ( $r = 0,60$ )	$C_{\text{росл}} = 0,39C_{\text{дон}} + 40,2$ ( $r = 0,50$ )

де  $C_{\text{росл}}$  – питома активність радіонукліда у водяних рослинах (*Potamogeton perfoliatus*) (Бк/кг),  $C_{\text{вод}}$  – об'ємна активність радіонукліда у воді (Бк/л),  $C_{\text{дон}}$  – питома активність радіонукліда у донних відкладеннях (Бк/кг);  $r$  – коефіцієнт кореляції.

охолоджувача ПУ АЕС рибна складова мала значну величину (0,6 - 0,7) (рис. 14).

Умови кожного водного об'єкта помітно впливали на інтенсивність концентрування радіонуклідів його компонентами:  $^{90}\text{Sr}$  в найбільшій мірі концентрували донні відкладення ставка-охолоджувача ПУ АЕС,  $^{137}\text{Cs}$  – донні відкладення ставка-відстійника, ставка-охолоджувача ПУ АЕС та водяні рослини ставка-охолоджувача ЗАЕС, а  $^3\text{H}$  – в найбільшій кількості концентрувався донними відкладеннями і водяними рослинами (*Cladophora fracta*) річок Південний Буг і Арбузинка (рис. 15).

Це підтверджує існування характерних рис щодо формування радіаційного стану в кожній водоймі, що, вважаємо, потрібно враховувати при встановленні розміру радіоємності певного водоймища під час оцінки і прогнозуванні радіаційної ситуації. Отримані дані можуть бути використані при складанні програми радіоекологічного моніторингу та обсягу заходів щодо дезактивації водоймищ обстежених водних систем.

**Методологічні підходи до управління радіоємністю водоймища по зниженню його радіоактивного забруднення.** Використовуючи міграційні особливості радіонуклідів у водоймах і знайдені дослідним шляхом величини розподілу радіоактивних речовин в їх компонентах можна на практиці задіяти водоймище у дезактиваційних заходах, спрямованих на поліпшення радіаційної ситуації у водних екосистемах регіону, особливо в екстремальних (аварійних) ситуаціях, коли водоймища можна застосувати як інструмент вилучення (тимчасове сховище) радіоактивних речовин зі своєї водної системи або з прилеглих забруднених територій.

З цією метою розроблена методологія управління радіоємності водоймища (водної системи), яка дає змогу регулювати загальну кількість радіонуклідів та їхній розподіл у водоймищі, а також розмір депонування радіонуклідів залежно від кількості їх надходження до водоймища.

Управління радіоємністю водоймища (водної системи) для покращання його радіаційного стану включає три розділи (блоки):

1. *Аналіз і оцінка існуючої радіоекологічної ситуації у водоймищі.* Цей розділ містить заходи, виконання яких дозволяє мати достатньо повну характеристику існуючої радіаційно-хімічно-біологічної та гідрологічної ситуації у водоймищі, а також визначати шляхи надходження радіоактивних та інших шкідливих речовин до нього.

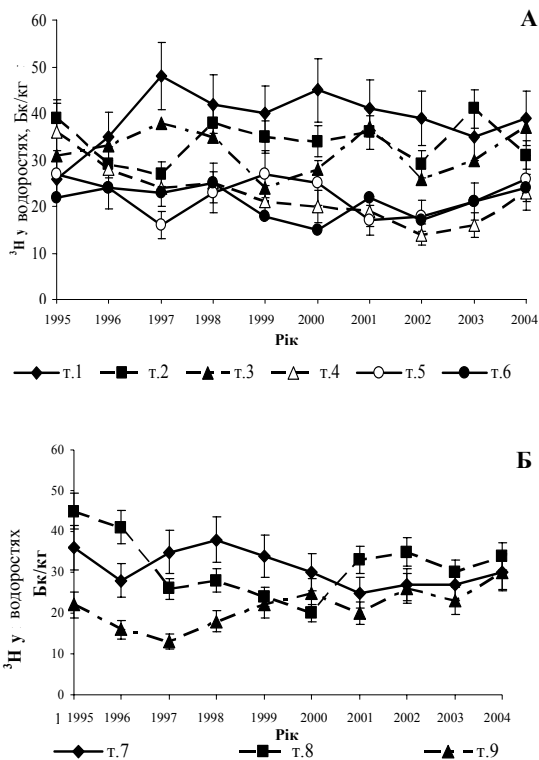
2. *Визначення мети і складання завдань щодо характеру покращання радіаційної обстановки.* Після проведення аналізу і оцінки радіаційної ситуації та враховуючи всі дані, які отримано на першому етапі, а також існуючі техніко-економічні можливості, встановлюється перелік завдань для здійснення встановленої мети.

3. *Розробка спеціальних заходів і технологія їх реалізації.* Розробка спеціальних заходів і технологія їх реалізації вимагають ретельного обґрунту-

вання і підготовки як у науково-технологічній частині, так і в техніко-економічному напрямку. Контрзаходи можуть реалізовуватися як окремо, так і в комплексі (рис. 16).

Розроблена методологія управління радіоємністю водоймища з метою покращання радіаційної ситуації була реалізована у ставка-охолоджувачі ПУ АЕС у 1988-1991 рр. На практиці був задіяний один з контрзаходів: використання водяних рослин для дезактивації та розсолення води ставка-охолоджувача АЕС. Результати натурного експерименту з дезактивації ставка-охолоджувача ПУ АЕС за допомогою макрофітів свідчили про високу сорбційну здатність місцевих прісноводних рослин (*Cladophora fracta* і *Potamogeton natans*), що при проведенні широкомасштабних дезактиваційних робіт надає їм головну роль. Деякі зі вказаних контрзаходів здійснюються сьогодні в районі ПУ АЕС. Так, з 1990 року здійснюється

„продувка“ ставка-охолоджувача АЕС, у процесі якої постійно, зі швидкістю 2 м<sup>3</sup>/с, вода зі ставка-охолоджувача скидається до р. Південний Буг, і одночасно здійснюється його поповнення річковою водою. За рахунок цього заходу рівні мінералізації та радіоактивності води ставка-охолоджувача значно зменшуються. Окрім цього, при необхідності періодично один з



**Рис. 15.** Динаміка вмісту <sup>3</sup>H у водоростях (*Cladophora fracta*) водоймищ, які пов'язані з ПУ АЕС (1995-2004 рр.)

А) у руслі р. Арбузинка – р. Мертвовод (на відстані від ставка-відстійника): т. 1 – с. Новоселівка (4 км); т. 2 – с. Агрономія (10 км); т. 3 – с. В.Роздол (15 км); т. 4 – с. Трикрати (20 км); т. 5 – с. Воронівка (30 км), т. 6 – м. Вознесенськ (44 км); Б) у руслі р. Південний Буг: т. 7 – місце скиду „продувних” вод у річку; т. 8 – с. Бузьке (7 км нижче т. 7); т. 9 – с. Олексіївка (10 км вище т. 7).

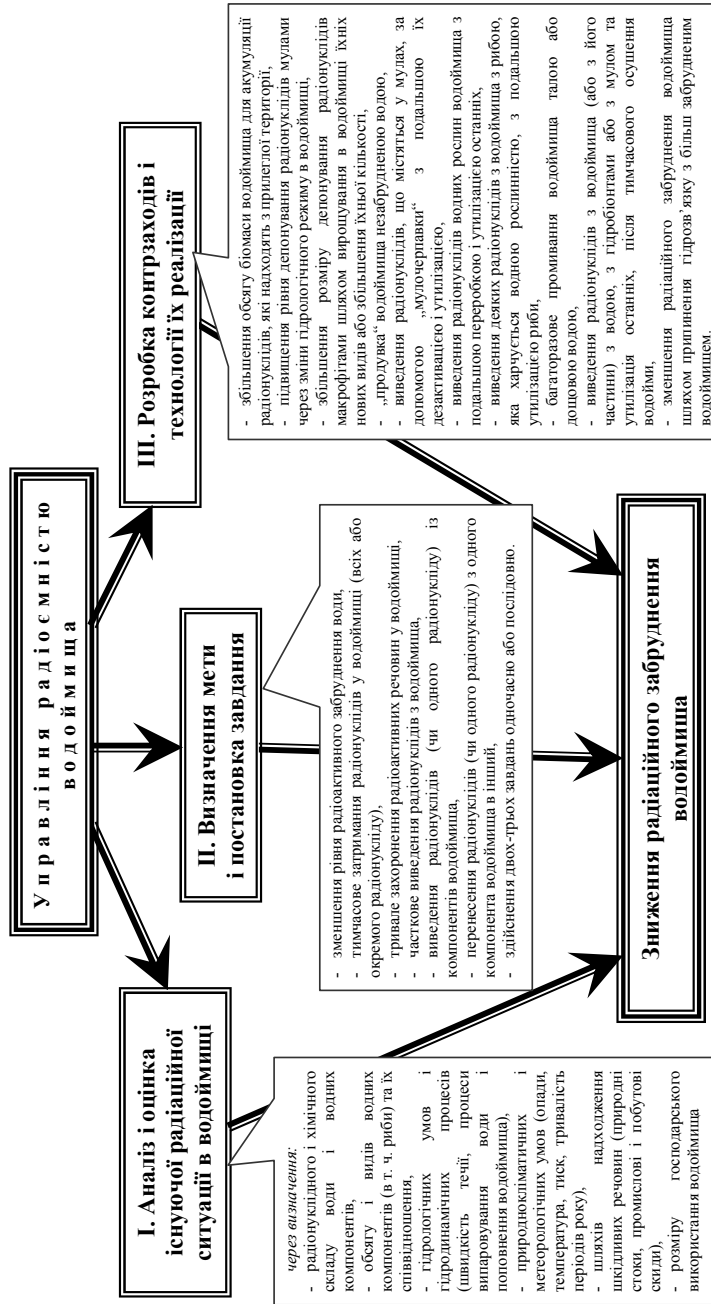


Рис. 16. Блок-схема управління радіємністю водоймища

трьох ставків-відстійників споруд промислово-побутових скидів ПУ АЕС осушується для проведення робіт із виведення радіонуклідів і мінеральних речовин з мулом, а також для відновлення його проектних гідрологічних характеристик.