5.3. НА ТЕРИТОРІЇ БІЛОУСІВСЬКОГО МАСИВУ ЗРОШЕННЯ

5.3.1. Загальна характеристика умов зрошення

Білоусівська зрошувальна система бере початок з Таборівського водосховища, яке побудовано в нижній течії р. Мертвовод. На р. Мертвовод в період весняного паводку приходиться 60-70% річкового стоку. Для річки характерні періоди відсутності стоку на протязі 2-3 місяців. Середньорічний розмір стоку в створі Таборівського водосховища складає 35 млн. $м^3$.

Річка Мертвовод має приток р. Арбузинка, яка впадає до неї в районі с. Актово, а в районі м. Вознесенська р. Мертвовод впадає в р. Південний Буг. Також до зрошувальної мережі задіяно Трикратське водосховище, яке побудовано в нижній течії р. Арбузинки в районі її впадіння в р. Мертвовод *(рис. 5.3.1.1)*.

Білоусівська зрошувальна система зрошує землі Вознесенського і Єланецького районів площею 7727 га. На зрошуваних ділянках Білоусівської системи вирощуються: озима пшениця, коренеплоди (картопля, буряк, морква), майже усі інші овочеві культури (томати, огірки, перець, цибуля, баклажани, кабачки), а також кормові культури для м’ясо-молочних тварин.

Мінеральний склад води р. Південний Буг та Ташлицького водосховища наведений в попередньому розділі. Тому тут відзначимо лише вміст хімічних речовин у воді, що безпосередньо надходить на угіддя Білоусівської зрошувальної системи.

За мінеральним складом вода р. Мертвовод відноситься до гідрокарбонатного класу натрієвої групи II типу. Границі зміни мінералізації води 474-1403 мг/л. Вода з водосховищ зрошувальної системи (Таборівського, Трикратського) відноситься до гідрокарбонатного класу II типу *(табл. 5.3.3.1)*. Границі коливань мінералізації води 168-867 мг/л, середня її величина – 484 мг/л.

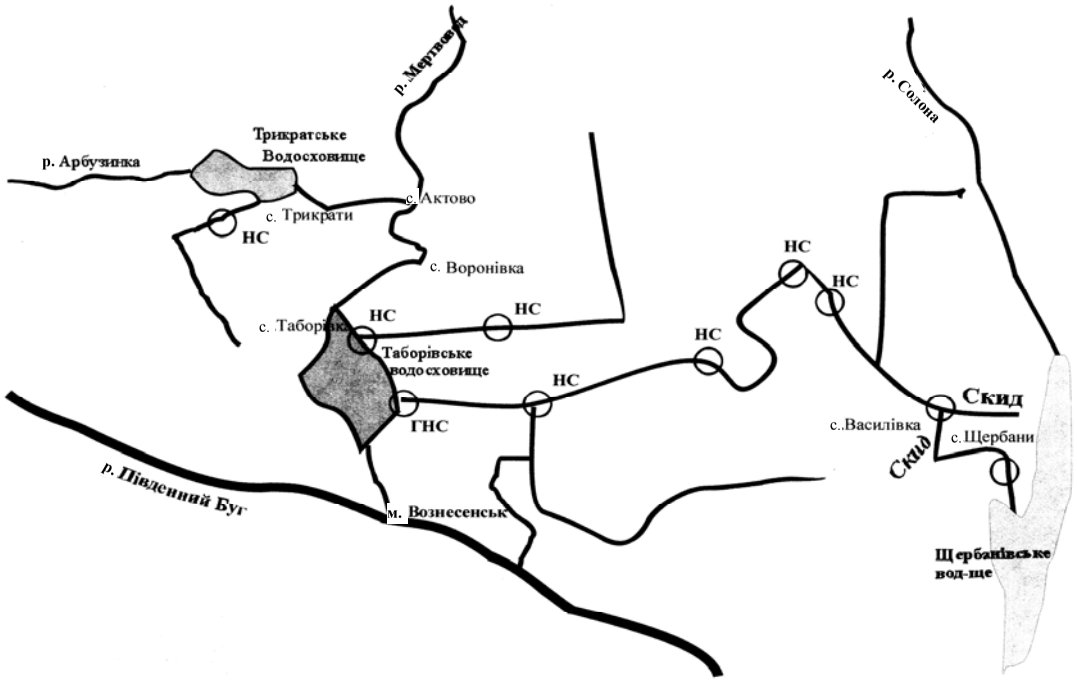

Рис. 5.3.1.1. Схема Білоусівської зрошувальної системи

Таблиця 5.3.1.1

Мінеральний склад води Білоусівської зрошувальної системи, мг-екв/л

Місце відбору	Рік	Сухий залишок	Ca	Mg	Fe	Хло-риди	Суль-фати	Бікарбо-нати	K+Na	Фос-фати	pH
Таборівське водоймище	1992	1347	94	71	1,3	190	512	232	213	0,01	3,8
	1997	774	80	70	1,1	120	174	220	84	0,02	3,8
Трикратське водоймище	1992	1420	93	70	1,3	188	522	216	210	0,01	3,7
	1997	780	87	74	1,3	125	186	221	87	0,01	3,6

5.3.2. Формування радіонуклідного складу зрошувальної води

Як було вказано вище, головним постачальником радіонуклідів у воду цієї зрошувальної системи є очисні споруди ПУ АЕС. Так, до 1993р. відбувалося пряме надходження в р. Арбузинка рідких скидів ПУ АЕС після їх відстоювання у біоставках ГФК ПУ АЕС *(рис. 5.3.2.1)*. Тому доречно розглянути динаміку зміни радіаційної обстановки в біоставках ГФК ПУ АЕС та у р. Арбузинка протягом 1988-1999 рр.

За даними багаторічних досліджень науково-дослідної лабораторії "Ларані", основний внесок у сумарну радіоактивність вод біоставків ПУ АЕС робив ^{137}Cs та ^{3}H, а такі радіонукліди, як ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{90}Sr, що реєструвалися, в середньому, в кількості 50-100 мБк/л тільки на початку роботи станції (1987-1989 рр.) [35, 75], суттєво не впливали на сумарний рівень радіоактивності.

Концентрація ^{137}Cs у воді біоставків в 1988-97 рр. знаходилася в межах 40-120 мБк/л, що в 5-10 разів вище за рівень його концентрації у воді поверхових водойм цього регіону.

Концентрація ^{3}H у воді біоставків очисних споруд АЕС у 1990 р. дорівнювала, в середньому, 1480±520 Бк/л. У наступні роки ця величина знизилася, але до 2001 р. залишалася бути на рівні не нижчим за 300 Бк/л *(табл. 5.3.2.1)*.

Неоднакове співвідношення об'ємів змішуваних вод, які надходили до р. Арбузинка до 1993 р.: каналізаційних (11 млн. м^3/рік) та річкових (6 млн. м^3/рік), призвело до того, що перші відігравали визначальну роль у формуванні річкового стоку р. Арбузинка. Як вказано вище, основними забруднювачами річкової води виступали ^{137}Cs та ^{3}H.

Значні зміни концентрації ^{137}Cs у річковій воді мали місце в 1988 р.: протягом усього року розкид значень концентрації ^{137}Cs у воді був у межах 0,10-0,53 Бк/л, а середнє значення за рік склало 0,25±0,12 Бк/л. Після 1988 р. концентрація ^{137}Cs у річці знизилася до рівня 0,09±0,02 Бк/л, а потім залишилася на цьому рівні до 1994 р. Починаючи з 1994 р. середньорічний рівень концентрації радіонукліду у річковій воді становив, в середньому, 0,01±0,002 Бк/л *(табл. 5.3.2.2)*.

Графічне зображення динаміки концентрації ^{137}Cs у воді в місці скиду каналізаційних вод з біоставків надано на *рис. 5.3.2.2*.

Рис. 5.3.2.1. Схема шляхів надходження ^{137}Cs, ^{3}H до водоймищ Білоусівської зрошувальної системи

Таблиця 5.3.2.1

Концентрація ^{3}H у воді (Бк/л) очисних споруд ПУ АЕС та пов'язаних з ними водних об'єктів

(M±m)

Рік	III біоставок ГФК ПУ АЕС	Колодязь біля с. Новоселівка	р. Арбузинка біля с. Новоселівка	р. Арбузинка біля с. В. Роздол	Трикратське водоймище
1990	1480±520	1295±277	1110±150	721±170	555±350
1991	1098±436	888±199	828±148	370±88	569±155
1992	847±314	795±188	780±151	747±159	318±99
1993	688±273	647±125	629±125	–	229±62
1994	414±77	251± 62	118± 29	99±22	70±22
1995	329±89	99± 18	–	–	–
1996	320±50	180± 23	–	–	–
1997	325±65	124± 25	30± 9	20 ± 5	18± 5
1998	348±64	105± 19	32± 8	–	–
1999	320±45	95± 20	–	–	–
2001	330±50	130± 18	44± 12	19± 4	12± 2

Примітка: кількість аналізів протягом року становила не менше 10 в кожній точці спостережень.

Таблиця 5.3.2.2

Концентрація ^{137}Cs у воді (Бк/л) очисних споруд ПУ АЕС та пов'язаних з ними водних об'єктів

Рік	Кількість аналізів	III біоставок ГФК ПУ АЕС	р. Арбузинка біля с. Новоселівка	Трикратське водоймище
1988	29	0,12±0,02	0,250±0,120	0,200±0,080
1989	26	0,11±0,02	0,200±0,050	0,150±0,040
1990	27	0,12±0,02	0,100±0,020	0,090±0,020
1991	31	0,10±0,02	0,090±0,010	0,070±0,020
1992	34	0,11±0,02	0,080±0,010	0,060±0,010
1993	31	0,08±0,02	0,090±0,010	0,060±0,010
1994	27	0,10±0,02	0,010±0,002	0,020±0,005
1995	27	0,11±0,02	0,008±0,003	0,010±0,003
1996	28	0,10±0,02	0,007±0,002	0,010±0,002
1997	31	0,12±0,02	0,008±0,002	0,015±0,002
1998	30	0,10±0,02	0,007±0,002	0,020±0,003
1999	28	0,11±0,02	0,007±0,002	0,025±0,003

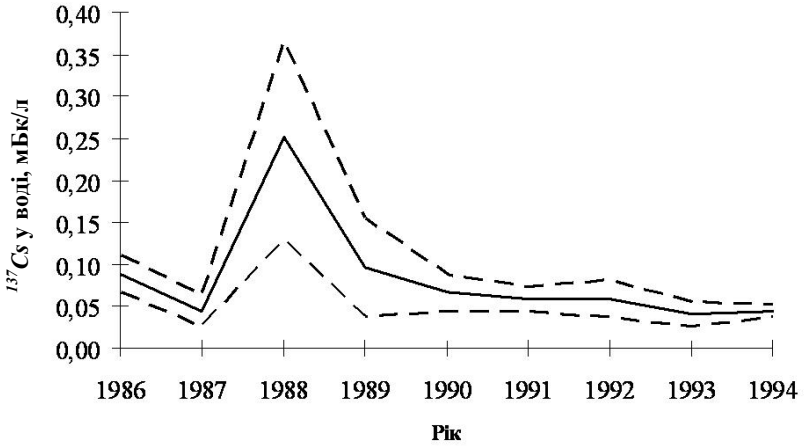

Рис. 5.3.2.2. Динаміка вмісту ^{137}Cs у воді, що надходила до р. Арбузинки з біоставків ГФК ПУ АЕС (наведені середньорічні дані із середньоквадратичним відхиленням M±m)

Ця тривала (до 1993 р.) присутність у річці підвищених активностей ^{137}Cs спричинила значне накопичення його донними відкладеннями річки. Так, в період з 1985 по 1988 рр. питома активність радіонукліда у них в районі с. Новоселівка збільшилася в 4 рази (з 66 до 292 Бк/кг). Пізніше, з 1988 по 1992 рр., відбулося часткове вимивання ^{137}Cs, і кількість його в донних відкладеннях змінилась: спочатку знизилась, у середньому, до 89 Бк/кг, у середині 1993 р. знов зросла, у середньому, до рівня 222 Бк/кг, а потім знов зменшилася до 137 Бк/кг.

Графічне зображення динаміки питомої активності ^{137}Cs у донних відкладеннях річки в районі с. Новоселівка з урахуванням середньоквадратичного розкиду даних *(рис. 5.3.2.3)* дозволяє оцінити різницю між окремими ділянками кривої, які характеризують підвищення та спад концентрації.

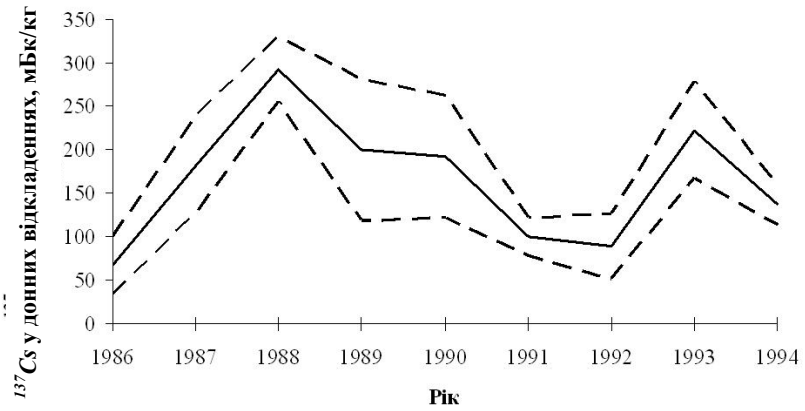

Рис. 5.3.2.3. Динаміка вмісту ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки в місці надходження вод з біоставків ПУ АЕС (наведені середньорічні дані із середньоквадратичним відхиленням, M±m)

З рисунку видно, що ділянки номограми, які відображають збільшення активності (1986-1988 рр., 1992-1993 рр.), характеризувалися стабільним 30% розкидом даних, тоді як для ділянок, що відображають зниження (1989-1992 рр.), більш характерним був інтервал розкиду 55-60%. Відрізнялися також і кути нахилу цих відрізків графіка; криві підняття були більш крутими, а криві зниження – більш похилими.

Наведені показники відображають різницю в процесах підвищення та спаду радіоактивності донних відкладів, накопичування і вимивання радіонукліда, процесів сорбції та десорбції.

Аналіз наведених кривих показує, що протягом усього періоду роботи Південно-Української АЕС у р. Арбузинка відбувалися два процеси: накопичення радіонуклідів донними відкладеннями та зворотне їх вимивання водою. Ступінь накопичення радіонуклідів змінювався в залежності від кількості та періодичності їх надходження до річки, а також від об'ємів "чистих" річкових вод. Внаслідок переважання того чи іншого процесу формувалась величина радіоактивного забруднення окремих ділянок річкового русла, що в районі с. Новоселівка характеризувалася двома піками *(рис. 5.3.2.3)*: у 1988 та у 1993 рр.

Процес накопичення ^{137}Cs донними відкладеннями проходив динамічніше, ніж процес вимивання. Якщо для збільшення концентрації донних відкладень у 4 рази знадобилося 1-2 роки, то для наступного вимивання цієї кількості радіонукліда – 4 роки. Різниця у розкиді середніх величин, яка свідчить про перевагу процесів сорбції над процесами десорбції, зумовлює вид наведених графіків. Так, область кривої вимивання *(рис.5.3.2.3)* набуває більш розмитого вигляду, порівняно з ділянкою, яка описує процес накопичення радіонуклідів. Наприклад, у період зниження радіоактивності (1989-1990 рр.) при значеннях середньої питомої активності ^{137}Cs у донних відкладеннях 199 та 192 Бк/кг, максимальні значення у полі розкиду сягали 280 та 292 Бк/кг, мінімальні – 40 і 85 Бк/кг. Отже, розкид даних складав 50% та більше, тоді як крива підйому, наприклад у 1988 р., характеризувалася, при середньому значенні 292 Бк/кг, лише 10% розкидом величин. Наведені дані показують, що після накопичення ^{137}Cs донними відкладеннями через досить короткочасне надходження радіонукліда з водою постійно відбувається процес його десорбції з донного ґрунту і перенесення далі, що спричиняє вимивання його річковою водою.

Для оцінки масштабності забруднення ^{137}Cs р. Арбузинки проведено моделювання зміни концентрації ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки залежно від відстані *r* (км) від місця надходження скидних вод АЕС. За [105] радіаційне забруднення донних відкладень змінюється з відстанню r, як $1/\sqrt{r}$. Апроксимація даних спектрометричних досліджень активності ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинка в 1992 р., в залежності від відстані з місця надходження забруднених

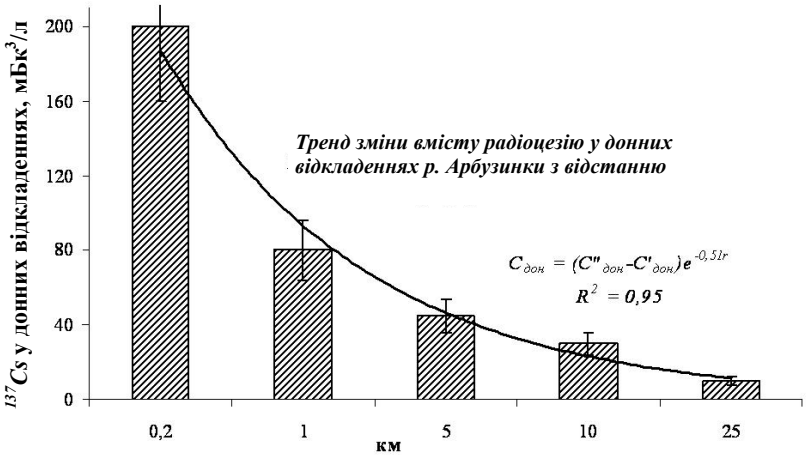

Рис. 5.3.2.4. Зміна рівня ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки при віддаленості від місця скиду забруднених вод (за даними досліджень у 1992 р.)

$$C = (C''_{дон} - C'_{дон}) \cdot e^{-0,51r}, \qquad (5.3.2.1)$$

вод, вказала на експоненційний вигляд (коефіцієнт детермінації 0,95) цієї залежності *(рис. 5.3.2.4)*:

де $C_{дон}$ – активність ^{137}Cs в мулі р. Арбузинка на відстані r від місця надходження забруднених вод (Бк/м^3),

$C''_{дон}$ – активність ^{137}Cs в мулі в місці надходження забруднених вод в р. Арбузинку (Бк/м^3),

$C'_{дон}$ – активність ^{137}Cs в мулі р. Арбузинка вище місця надходження вод ГФК ПУ АЕС (Бк/м^3),

r – відстань від місця надходження забруднених вод (км).

За цією моделлю можна вважати, що після надходження ^{137}Cs в р. Арбузинку зі скидними водами ГФК АЕС основний об'єм його активності розподілився в донних відкладеннях річки протяжністю 10 км від місця скиду забруднених вод (при r=10: $e^{-0,51r}$ <1%). Це було

$$A_{вод} = \sum_{i-1}^{n} (C''_i - C'_i) \cdot V_i, \qquad (5.3.2.2)$$

враховано при проведенні розрахунку обсягів ^{137}Cs, скинутого та депонованого мулами р. Арбузинки.

Скид ^{137}Cs з рідкими стоками ПУ АЕС у р. Арбузинку через очисні споруди ГФК за 10 років обчислювали так:

де $A_{вод}$ – загальна активність ^{137}Cs, скинутого в р. Арбузинку протягом 10 років, Бк;

C''_i, C'_i – середня за рік i (i=1, … ,10) концентрація ^{137}Cs у скидній воді та у воді р. Арбузинки вище скиду, відповідно, Бк/л;

V – об'єм скинутої води за рік i, л.

Кількість накопиченого в донному ґрунті ^{137}Cs визначали за моделлю, де використано встановлену регресійну залежність розповсюдження ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки з відстанню від місця скиду (5.3.2.1):

$$A_{дон} = V \int_{r=0}^{10} (C''_{дон} - C'_{дон}) \cdot e^{-0,51r}, \qquad (5.3.2.3)$$

де $A_{дон}$ – загальна активність ^{137}Cs, сорбованого донними відкладеннями р. Арбузинка, Бк;

$C'_{дон}$, $C''_{дон}$ – об'ємна активність ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки до і після скиду, Бк/м^3;

V – загальний об'єм забруднених донних відкладень р. Арбузинка (м^3);

r – відстань від місця скиду вод ГФК ПУ АЕС в р. Арбузинку, км.

Об'єм скинутої протягом 10 років води в р. Арбузинку дорівнював 10 млн. м^3 (1×10^7 л). При середній ширині русла річки на цій ділянці біля 25 м, її протяжності 10 км, глибині шару мулу 0,1 м, загальний об'єм забруднених донних відкладень склав 25×10^3 м^3.

Обчислення показали, що за цей час з рідкими скидами ПУ АЕС до р. Арбузинки надійшло 8,5 ГБк ^{137}Cs, а сумарна активність ^{137}Cs, який був депонований донними відкладеннями р. Арбузинки на ділянці між селами Новоселівка та Агрономія (близько 10 км), склала 7,4 ГБк. Тобто 87% від загальної кількості радіонукліда, скинутого з каналізаційною водою АЕС, залишилося в річці на ділянці протяжністю 10 км.

Дослідження радіоактивності мулу з різних ділянок р. Арбузинки у наступні роки показали, що в 90-х роках відбулися суттєві зміни в забрудненні ^{137}Cs донних відкладень річки *(рис. 5.3.2.5)*, які проявилися в перерозподілі активності ^{137}Cs на різних ділянках р. Арбузинки. Якщо на початку 90-х років максимум активності ^{137}Cs спостерігався в районі с. Новоселівка, то у 1993-1994 рр. цей максимум змістився до с. В. Роздол. За даними 1998 р., питома активність ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки біля с. В. Роздол знов зменшилася, тобто відбулося подальше вимивання та пересування радіоактивності вниз за течією річки. Це підтверджує отриманий нами раніше висновок про те, що після сорбції ^{137}Cs мулами річки постійно відбувався процес його десорбції і переносу вниз за течією на великі відстані від місця скиду радіоактивності у річку. Таким чином, постійне пересування за течією річки ^{137}Cs, сорбованого мулами в кількості 7,4 ГБк, створює умови до вторинного забруднення ^{137}Cs як річкової води, так і води, яка подається на зрошування сільськогосподарських угідь.

Відносно ^{3}H, скид до середини 1993 р. каналізаційних вод ПУ АЕС в р. Арбузинка зумовив підвищення концентрації цього радіонукліда у річці на ділянці від с. Новоселівка до Трикратського водосховища та далі до р. Мертвовод. У воді р. Арбузинка поблизу Таборівського водосховища концентрація ^{3}Н під час скиду досягала, в середньому, 400-600 Бк/л. Максимум реєструвався у місці надходження до річки скидних вод 1110±150 Бк/л у 1990 р., 629±125 Бк/л у 1993 р. *(табл. 5.3.2.1)*. Таким чином, в період прямого скиду каналізаційних вод до р. Арбузинка ^{3}H швидко переносився по річці на великі відстані від місця скиду, а концентрація його у річці повністю залежала від його вмісту в скидних водах. Причому зниження його концентрації в річці з відстанню відзначалося дуже повільно: за 25-30 км концентрація ^{3}H була тільки у 3 рази нижчою за початкову. У наступні роки, після припинення скиду каналізаційних вод у цю мілководну річку, концентрація ^{3}H в ній стала поступово зменшуватися.

Наслідками багаторічного скиду каналізаційних вод до р. Арбузинки стали не тільки поверхові води річок Арбузинки та Мертвовод, а також і підземні водні джерела, які розташовані по руслу цих річок. За результатами власних досліджень, після припинення у 1993 р. скиду каналізаційних вод у р. Арбузинку, ^{3}H продовжував мігрувати з фільтраційними водами з біоставків ГФК ПУ АЕС за цим водостоком. На це вказує рівень концентрації ^{3}H в артезіанському колодязі глибиною 3-3,5 м біля с. Новоселівка Арбузинського району, розташованого на відстані 1,0-1,5 км від очисних споруд *(табл. 5.3.2.1)*.

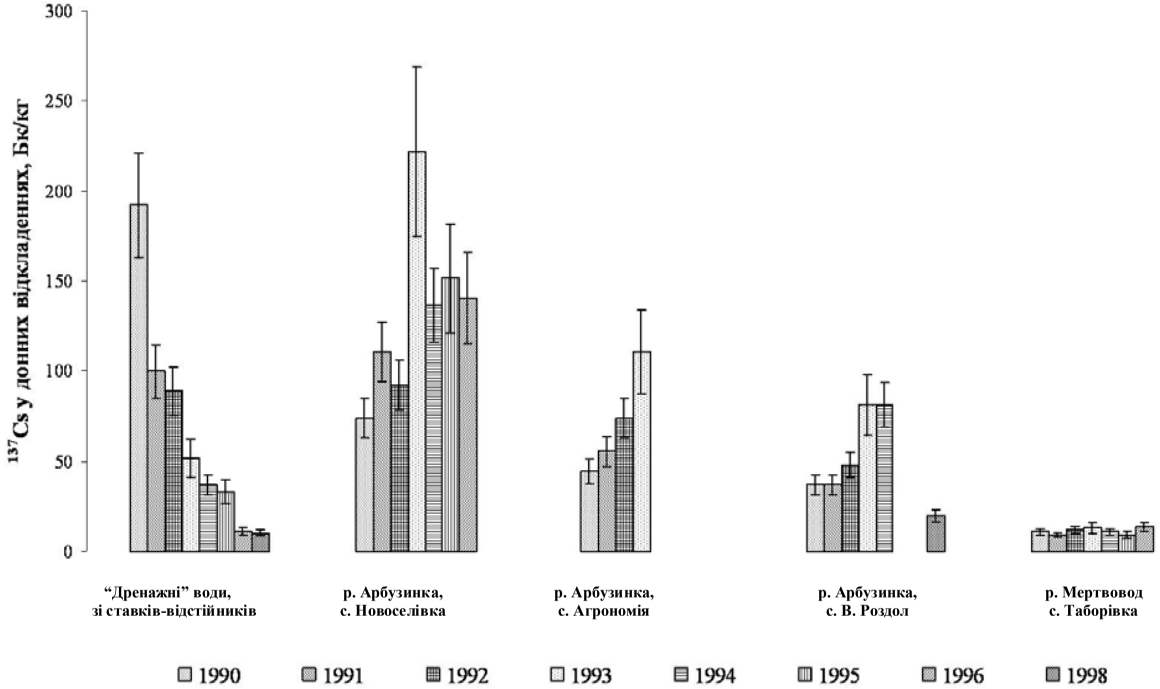

Рис. 5.3.2.5. Динаміка вмісту ^{137}Cs у донних відкладеннях р. Арбузинки та р. Мертвовод у період 1990-1998 рр.

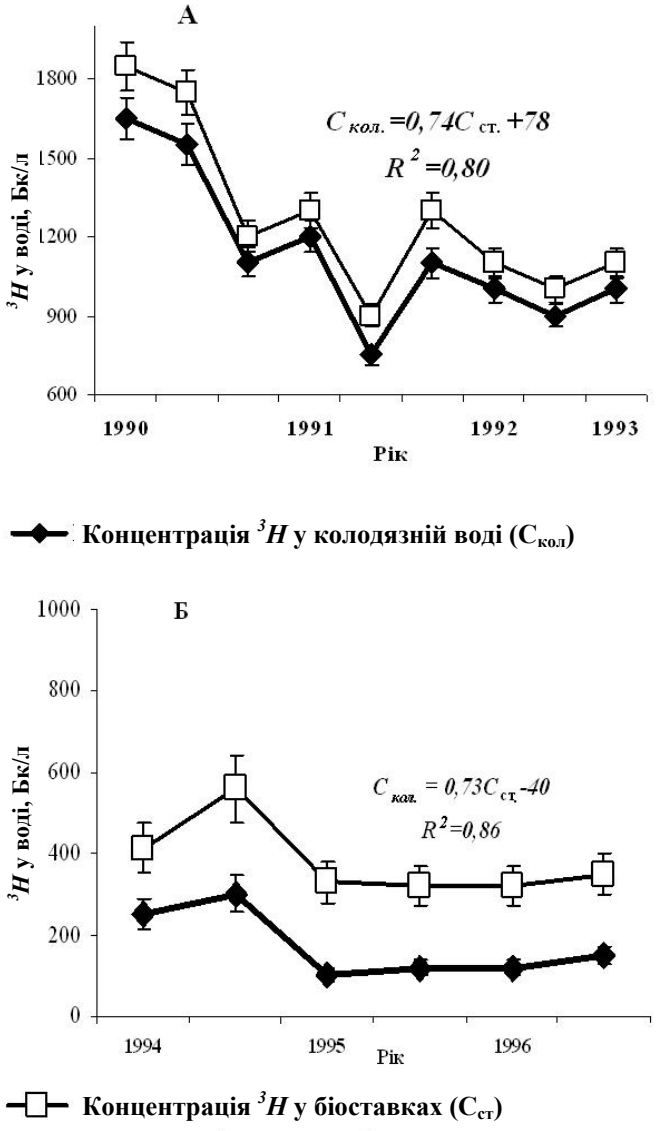

Рис. 5.3.2.6. Зв'язок між концентрацією ^{3}H у воді біоставків ГФК ПУ АЕС та у колодязній воді біля с. Новоселівка до (А) та після (Б) припинення скиду каналізаційних вод у р. Арбузинку

Колодязь знаходиться на схилі природної балки, через яку течуть дренажні води з біоставків ГФК АЕС до річки. Концентрація ^{3}H в ньому постійно була вищою за природні показники в декілька разів: у 1990 р. становила, в середньому, 1295±277 Бк/л, у 1993 р. відповідно 647±125 Бк/л, у 1996 р. − 180± 23 Бк/л, у 2001 р. концентрація ^{3}H була, в середньому, на рівні 130± 18 Бк/л. На *рис. 5.3.2.6* графічно зображено динаміку за 1990-1996 рр. концентрації ^{3}H в цьому колодязі та у водах, які надходили з біоставків до р. Арбузинки, причому як у період скиду значних обсягів вод ГФК ПУ АЕС (до 1993 р.), так і під час проходження по каналу "дренажу" (після 1993 р.).

$$C_{кол} = 0{,}74C_{ст} + 78; \qquad (5.3.2.4)$$

$$C_{кол} = 0{,}73C_{ст} - 40, \qquad (5.3.2.4)$$

Характер поведінки цих двох кривих в обидва періоди свідчить, що зміна концентрації ^{3}H у питному колодязі схожа зі зміною його концентрації у біоставку. Припинення в середині 1993 р. скиду каналізаційних вод у р. Арбузинку не змінило ситуації по ^{3}H у колодязі. В останньому концентрація ^{3}H залишилася близькою до концентрації його у біоставках.

Це підтверджують математичні моделі регресійних залежностей вмісту ^{3}Н у колодязі від його вмісту у біоставках очисних споруд ПУ АЕС до (5.3.2.4) та після (5.3.2.5) припинення надходження каналізаційних вод до річки Арбузинки:

де $C_{кол}$ – концентрація ^{3}H у колодязі (Бк/л), $C_{ст}$ – концентрація ^{3}H у воді, що надходила до р. Арбузинки з біоставків ГФК ПУ АЕС (до 1993 р. – скидних, після – дренажних) (Бк/л) (*Коефіцієнти детермінації залежностей дорівнюють 0,80 та 0,86, відповідно*).

Обидва рівняння мають близькі по значенню коефіцієнти при невідомій величині. Це вказує на однакову інтенсивність надходження ^{3}H з біоставків у водоносний горизонт, що підживлює колодязь, як у термін його прямого руху по каналу, поблизу якого знаходиться цей колодязь, так і після його припинення.

Таким чином, концентрація ^{3}H у цьому колодязі після припинення скиду каналізаційних вод у р. Арбузинку продовжувала складати, в середньому, 70% від його концентрації у воді біоставків ГФК ПУ АЕС. Це свідчить, що за рахунок високої фільтрації та дренажу відбувається забруднення ^{3}H підземних водоносних горизонтів у районі русла р. Арбузинки, що створює умови надходження цього радіонукліда до водоймищ Білоусівської зрошувальної системи.

Забруднення ^{137}Cs води та донних відкладень, що створилося в руслі р. Арбузинки, внаслідок багаторічного скиду до р. Арбузинки забруднених каналізаційних вод ПУ АЕС, стало причиною появи під-

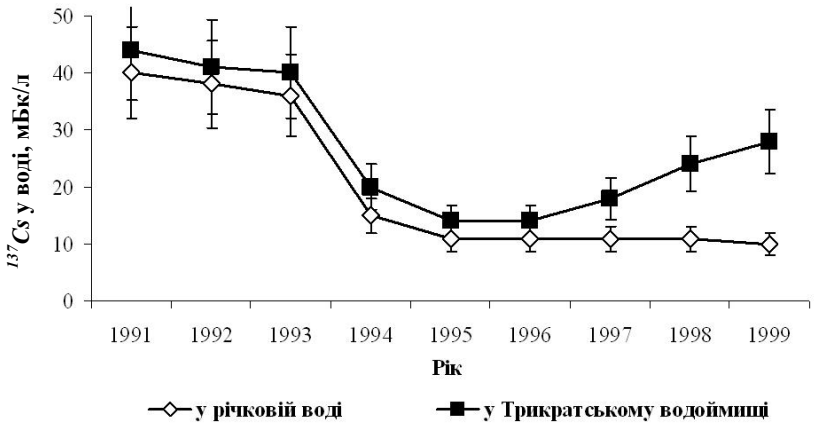

Рис. 5.3.2.7. Динаміка концентрації ^{137}Cs у зрошувальній воді (воді Трикратського водоймища) та у воді р. Арбузинка

вищеної концентрації ^{137}Cs в розташованих у руслі р. Арбузинки Трикратського та Таборівського водоймищ Білоусівської зрошувальної системи. До припинення надходження до р. Арбузинки великих обсягів каналізаційних вод ПУ АЕС питома активність ^{137}Cs у зрошувальній воді не знижувалася, в середньому, нижче 30 мБк/л. Тільки після 1994 р. концентрація ^{137}Cs у воді Таборівського та Трикратського водоймищ досягла його рівня в р. Південний Буг (7-10 мБк/л) *(табл. 5.3.2.2)*. Але протягом наступних років у зрошувальній воді спостерігалися періодичні підвищення, завдяки чому середньорічний її рівень наприкінці 90-х років піднявся до 20-25 мБк/л *(рис. 5.3.2.7)*.

Це можна пояснити перенесенням депонованого річковими мулами ^{137}Cs та вторинним забрудненням через це води водоймища.

Тривалий скид каналізаційних вод ПУ АЕС в р. Арбузинку мав суттєвий вплив також на вміст ^{3}H у зрошувальній воді. У воді Трикратського водоймища середньорічна концентрація ^{3}H під час скиду становила, в середньому: 560±120 Бк/л у 1990 р. та 225±35 Бк/л у 1993 р. У воді Таборівського водоймища середньорічна концентрація ^{3}H складала відповідно 510±80 Бк/л у 1990 р. та 220±30 Бк/л у 1993 р. У наступні роки (1994-1996 рр.) концентрація ^{3}H у воді водоймищ Білоусівської зрошувальної системи продовжувала залишатися в 5 разів вищою за природний рівень.

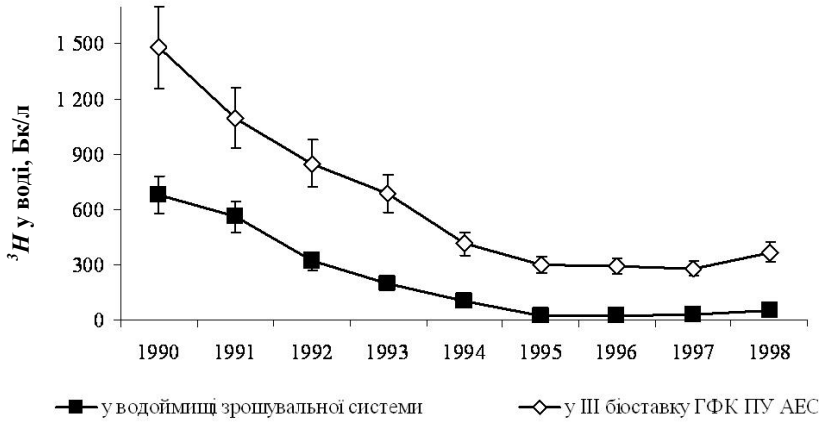

Рис. 5.3.2.8. Динаміка концентрації ^3H у зрошувальній воді та у воді біоставка ГФК ПУ АЕС

Істотний вплив мав на це існуючий, як показано вище, процес природної фільтрації вод з біоставків ГФК ПУ АЕС через підземні горизонти. Зміна концентрації ^3H у водоймищах Білоусівської зрошувальної системи кореляційно пов'язана (r = 0,8) зі змінами концентрації цього радіонукліда у біоставках ГФК ПУ АЕС (*рис*. 5.3.2.8).

Тому і зараз, хоча з річковою водою надходження ^3H до водоймищ Білоусівської зрошувальної системи припинилося, але через забруднення ^3H підземних горизонтів регіону спостерігається продовження надходження ^3H у воду цієї зрошувальної системи.

Відносно ^{90}Sr, то концентрація цього радіонукліда протягом усього періоду спостережень була, в середньому, на рівні його вмісту в р. Південний Буг (20 мБк/л).

5.3.3. Вміст радіонуклідів у ґрунті

Дані питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у профілі ґрунту з угідь Білоусівської зрошувальної системи за час спостережень наведені в *таблиці 5.3.3.1*.

Рівні активностей радіонуклідів на різних глибинах ґрунту зі зрошуваних угідь протягом часу були неоднаковими. За результатами досліджень у 1992, 1994, 1996 рр. і 1998 р. вміст ^{90}Sr у ґрунті з угідь Білоусівської зрошувальної системи був на рівні 2-3 Бк/кг на різних

Таблиця 5.3.3.1

Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у профілі ґрунту (Бк/кг) з угідь Білоусівської зрошувальної системи

(M ±m)

Шар ґрунту, см	Радіонуклід	1992 р. (n=21)		1994 р. (n=29)		1996 р. (n=23)		1998 р. (n=21)	
		с. Воронівка	с. Таборівка	с. Воронівка	с. Таборівка	с. Воронівка	с. Таборівка	с. Воронівка	с. Таборівка
0-10	^{90}Sr	3±1	3±1	2±1	3±1	2±1	2±1	2±1	2±1
	^{137}Cs	24±3	22±1	20±2	18±2	17±2	16±2	16±2	18±2
10-20	^{90}Sr	3±1	3±1	2	2±1	2	2±1	2	2
	^{137}Cs	20±2	17±2	20±1	17±3	20±2	18±2	14±1	12±2
20-30	^{90}Sr	2	2	2	2	2	1	2	2
	^{137}Cs	44±4	42±1	40±1	40±4	16±1	15±1	14±1	14±3
30-40	^{90}Sr	2	2	2±1	2	3±1	2	2	2
	^{137}Cs	36±2	30±1	30±1	32±3	15±1	20±1	16±2	15±3
40-50	^{90}Sr	2	2	2	2	2	2	2	1
	^{137}Cs	14±2	10±1	10±1	8±1	9±1	8±1	14±1	15±2
50-60	^{90}Sr	2	2	2	1	3	2	1	1
	^{137}Cs	10±2	9±3	8±1	9±2	8±2	8±1	6±1	8±1

n – кількість аналізів

глибинах ґрунту.

Розподіл ^{137}Cs у профілі ґрунту був декілька іншим. Максимальні кількості цього радіонукліда спостерігалися на глибині 20-30 см. Якщо у верхньому шарі ґрунту питома активність радіонукліда дорівнювала, в середньому, 20-24 Бк/кг, то на глибині 20 см була в 2 рази вищою. У нижніх шарах питома активність ^{137}Cs знижувалася: на рівні 30-40 см складала, в середньому, 30-36 Бк/кг, на глибині більш 40 см знаходилася, в середньому, на рівні 10-14 Бк/кг.

У 1998 р. максимальні кількості радіонукліда (44 Бк/кг) на глибині 20-30 см знизилися до 15 Бк/кг, на подальшій глибині вміст радіонукліда знизився в 2-3 рази до рівня 4-8 Бк/кг.

Таким чином, помітного накопичення радіонуклідів ґрунтом не відбувається, але депонування радіонуклідів у розмірі, пропорційному їх вмісту в зрошувальній воді, продовжується і під час зниження концентрації радіонуклідів в останній.

5.3.4. Вміст радіонуклідів у зрошуваних сільськогосподарських культурах

Дані питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у сільськогосподарських культурах, які вирощувалися на зрошуваних угіддях Білоусівської системи, наведені у *табл. 5.3.4.1.* На початку 90-х років рівень питомої активності ^{90}Sr в зернових культурах, які вирощувалися на зрошувальних угіддях господарств с. Воронівка та с. Таборівка, складав 3-4 Бк/кг, в зеленій масі люцерни – 3-5 Бк/кг, в моркві, буряку та картоплі знаходився, в середньому, на рівні біля 1 Бк/кг, в томатах та огірках – близько 0,3 Бк/кг.

За період з 1990 по 1999 рр. рівень питомої активності ^{90}Sr в озимій пшениці з полів господарств в с. Воронівка та с. Таборівка знизилася, в середньому, до 1 Бк/кг. В зеленій масі люцерни питома активність ^{90}Sr на протязі усього часу спостережень знаходилася в межах 2-3 Бк/кг. У коренеплодах, картоплі та в томатах і в огірках – в межах від 0,2 до 0,6 Бк/кг.

Питома активність ^{137}Cs за спостерігаємий час (1991-1999 рр.) у сільськогосподарських культурах з угідь цих господарств набула більших змін. Найсуттєвіші зміни в розмірах радіоактивності відбулися у люцерні та у зернових культурах. У люцерні активність цього радіонукліда у 1990 р. складала більше 5 Бк/кг у 1991 р., у 1994 р. – 1 Бк/кг, але у 1999 р. піднялася до рівня 4 Бк/кг. У зернових культурах активність ^{137}Cs теж знизилася з 3 Бк/кг у 1991 р. до 1 Бк/кг у 1994 р., а у 1999 р. складала, в середньому, біля 4 Бк/кг. Схожі зміни протягом періоду, що спостерігався, відбулися і за вмістом ^{137}Cs у коренепло-

Таблиця 5.3.4.1

Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у сільськогосподарських культурах (Бк/кг) з угідь Білоусівської зрошувальної системи

(M±m)

Назва культури	Радіо-нуклід	1991 р. (n=36)	1991 р. (n=33)	1992 р. (n=34)	1993 р. (n=29)	1994 р. (n=24)	1995 р. (n=36)	1996 р. (n=25)	1999 р. (n=26)
Озима пшениця (зелена маса)	^{90}Sr	3±1	4±1	4±1	3±1	4±1	3±1	3±1	3±1
	^{137}Cs	3±0,6	3±0,5	2±0,6	2±0,4	1±0,5	1±0,3	4±0,3	4±0,3
Озима пшениця (зерно)	^{90}Sr	0,2±0,1	0,2±0,1	0,3±0,05	0,2±0,1	0,2±0,04	0,2±0,05	0,2±0,04	0,2±0,04
	^{137}Cs	0,4±0,1	0,2	0,3±0,1	0,2±0,1	0,1	0,2±0,1	0,6±0,1	0,6±0,1
Люцерна (зелена маса)	^{90}Sr	5±1	4±1	3±1	4±1	3±1	3±1	3±1	2±1
	^{137}Cs	4±1	3±1	4±1	2±0,4	1	3±0,5	3±0,4	4±0,5
Буряк, морква	^{90}Sr	0,4±0,1	0,5±0,1	0,4±0,1	0,5±0,1	0,4±0,1	0,3±0,1	0,3±0,1	0,3±0,1
	^{137}Cs	0,3±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,4±0,1	0,4±0,1	0,4±0,1	0,5±0,1
Картопля	^{90}Sr	0,4±0,1	0,5±0,1	0,4±0,1	0,5±0,1	0,4±0,1	0,4±0,1	0,3±0,1	0,3±0,1
	^{137}Cs	0,4±0,1	0,3±0,1	0,2±0,1	0,3±0,1	0,3±0,1	0,4±0,1	0,4±0,1	0,5±0,1
Томати, огірки	^{90}Sr	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,3±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1
	^{137}Cs	0,3	0,2	0,2	0,1	0,3	0,4	0,4	0,5

n – кількість аналізів

дах та в інших овочах: питома активність ^{137}Cs знизилася від близько 1 Бк/кг у 1991 р. до 0,2 Бк/кг у 1994 р., а у 1999 р. зафіксований рівень питомої активності радіонукліду близько 0,5 Бк/кг.

Вважаємо, що ці зміни питомої активності ^{137}Cs у сільськогосподарських культурах повністю відображають зміни в цей час концентрації ^{137}Cs у зрошувальній воді: зниження рівня після припинення в 1993 р. надходження радіонукліду зі скидними водами ГФК АЕС та підвищення рівня після 1996 р., що пов'язано з пересуванням депонованого донними відкладеннями р. Арбузинки ^{137}Cs донизу за течією річки.

Надходження на сільськогосподарські угіддя Білоусівської зрошувальної системи води з підвищеною активністю ^{3}H привело до зростання питомої активності останнього у зрошуваних сільськогосподарських культурах. Так, у 1992 р. питома активність ^{3}H в сільськогосподарських культурах, які вирощувалися на угіддях господарства в с. Воронівка, досягала 220 Бк/кг. Найвищими виявилися показники для зеленої маси люцерни (220 Бк/кг) та зернових (210 Бк/кг). У зерні озимої пшениці питома активність ^{3}H складала близько 200 Бк/кг. У бульбах картоплі величина питомої активності ^{3}H у 1992 р. дорівнювала 95±35 Бк/кг, у моркві, буряку відповідно складала 100±27 Бк/кг, в томатах та огірках − 170±35 Бк/кг *(табл. 5.3.4.3)*.

У наступні роки активність ^{3}H у сільськогосподарських культурах стала зменшуватися. Вже в 1994 р. питома активність ^{3}H у зеленій масі люцерни дорівнювала 45±10 Бк/кг, в зернових 58±11 Бк/кг, у

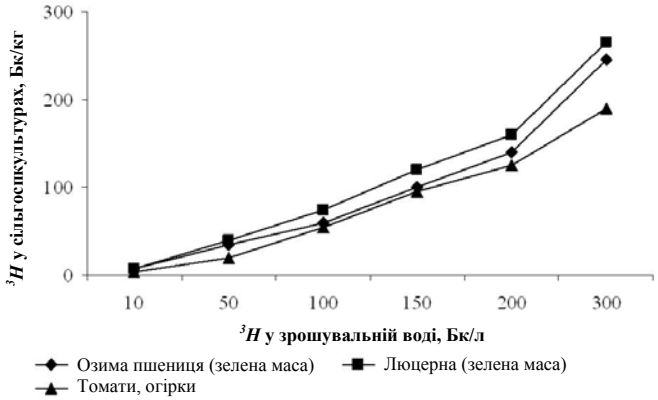

Рис. 5.3.4.1. Залежність між активністю ^{3}H у зрошуваних сільськогосподарських культурах та його активністю в зрошувальній воді

Таблиця 5.3.4.2

Питома активність ^{3}H у сільськогосподарських культурах (Бк/кг) з угідь Білоусівської зрошувальної системи

(M±m)

Назва культури	Рік дослідження	Бк/кг
Озима пшениця (зелена маса)	1992	220±47*
	1993	137±12
	1994	58±11
	1995	18±5
	1996	9±2
	1997	9±2
Люцерна (зелена маса)	1992	265±55
	1993	160±13
	1994	45±10
	1995	18±6
	1996	10±2
	1997	10±2
Картопля	1992	95±35
	1993	85±20
	1994	40±11
	1995	20±4
	1996	22±3
	1997	17±4
Коренеплоди (морква, буряк)	1992	100±27
	1994	58±15
	1995	27±4
	1997	20±4
Томати, огірки	1992	170±35
	1993	125±30
	1994	55±10
	1995	12±2
	1997	10±2

* Результати являють собою середнє за данний рік значення при проведенні у кожному році по 2-4 відбори сільськогосподарських культур з різних угідь зрошувальної системи.

Таблиця 5.3.4.3

Лінійна апроксимація залежності між активністю ^3H у сільськогосподарських культурах та його активністю в зрошувальній воді

Назва культури	Коефіцієнт *a* в лінійній залежності $Y=a \cdot X$	*r*	R^2
Озима пшениця (зелена маса)	0,75	0,97	0,94
Люцерна (зелена маса)	0,85	0,99	0,98
Овочі (плоди томатів, огірків)	0,65	0,96	0,93

Y – питома активність ^3H у зрошуваній сільськогосподарській культурі (Бк/кг),

X – концентрація ^3H у зрошувальній воді (Бк/л),

r – коефіцієнт кореляції, R^2 – коефіцієнт детермінації.

бульбах картоплі − 40±11 Бк/кг, а в томатах та огірках − 55±10 Бк/кг. У 1997 р. питома активність ^3H вже не перевищувала 9-10 Бк/кг *(табл. 5.3.4.2)*. Розкид даних на протязі року пояснюється, за нашою думкою, постійною зміною балансу ^3H в рослині, завдяки перерозподілу його між різними частинами рослини і процесу виведення його із рослини. Це погоджується з даними [158], що головний (для 90% H^3HO) період напіввиведення знаходиться в межах від 1 до 10-20 діб, а для решти ^3H – від 1 до 200 діб.

Залежність питомої активності ^3H у сільськогосподарських культурах від його активності у зрошувальній воді, яка побудована за даними досліджень на території Білоусівського зрошуваного масиву, представлена на *рис. 5.3.4.1.* Вона свідчить про наявність лінійного зв'язку між цими процесами. Результати лінійної апроксимації цієї залежності *(табл. 5.3.4.3)* вказують на те, що зрошувані рослини вміщують у собі від 70 до 90% ^3H зрошувальної води. Різниця накопичення ^3H полягає тільки у виді рослини: більш інтенсивним перехід ^3H з води виявився для зеленої маси люцерни та озимої пшениці [46].